

Szegedi Tudományegyetem
Természettudományi és Informatikai Kar
Földtudományok Doktori Iskola

**A GÖMÖR-TORNAI-KARSZT ÁLLÓVIZEINEK VÍZMINŐSÉG-
ÉRTÉKELÉSE KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A
TÁPANYAGTERHELÉSRE**

Doktori (Ph.D.) értekezés

Samu Andrea

Témavezető: Dr. Keveiné Dr. Bárány Ilona



Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék

Szeged

2011

TARTALOMJEGYZÉK

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK - 4 -

II. KUTATÁSI ELŐZMÉNYEK - 7 -

II. 1. A KARSZTTAVAK VIZSGÁLATA.....	- 7 -
II. 2. A VIZEK MINŐSÉGE, MINŐSÍTÉSI RENDSZEREK	- 9 -
II. 3. VÍZMINŐSÉGGEL KAPCSOLATOS FONTOSABB KORÁBBI DIREKTÍVÁK.....	- 11 -

III. A VIZSGÁLT TERÜLET - 12 -

III. 1. ÉGHAJLAT	- 13 -
III. 2. GEOLÓGIA, GEOMORFOLÓGIA ÉS TALAJTAKARÓ.....	- 13 -
III. 3. VÍZRAJZ.....	- 15 -
III. 4. VEGETÁCIÓ	- 16 -
III. 5. ÁLLATVILÁG	- 21 -
III. 6. A TAVAK KELETKEZÉSE	- 23 -

IV. MÓDSZEREK - 31 -

IV. 1. TÖRTÉNETI ELEMZÉS	- 31 -
IV. 2. MINTAVÉTELI MÓDSZEREK	- 31 -
IV. 3. A VÍZMINŐSÉG ÉRTÉKELÉSE.....	- 31 -
IV. 4. HELYSZÍNI ÉS LABORATÓRIUMI VIZSGÁLATOK	- 32 -
IV. 5. STATISZTIKAI ÉRTÉKELÉS ÉS KLIMATOLÓGIAI VIZSGÁLATOK	- 34 -

V. EREDMÉNYEK - 36 -

V. 1. A TAVAK TÖRTÉNETI ELEMZÉSE	- 36 -
V. 1. 1. A TAVAK MEGJELENÉSE A KÜLÖNBÖZŐ FORRÁSOKBAN.....	- 36 -
V. 1. 2. RÉSZÖSSZEGZÉS	- 43 -
V. 2. A TAVAK KÉMIAI ÉS FIZIKAI TULAJDONSÁGAINAK ALAPÁLLAPOT-LEÍRÁSA	- 46 -
V. 2. 1. VÍZKÉMIAI JELLEMZŐK	- 46 -
V. 2. 2. FIZIKAI TULAJDONSÁGOK	- 62 -
V. 2. 3. RÉSZÖSSZEGZÉS	- 63 -
V. 3. A KLIMATIKUS PARAMÉTEREK HATÁSA A VÍZMINŐSÉGRE	- 67 -
V. 3. 1. KLÍMAVÁLTOZÁS ÉS VÍZMINŐSÉG	- 67 -
V. 3. 1. 1. A VIZSGÁLT IDŐSZAKRA JELLEMZŐ ASZÁLYINDEXEK	- 70 -
V. 3. 1. 2. A VÍZMINŐSÉG ALAKULÁSA AZ ASZÁLYINDEXEK FÜGGVÉNYÉBEN	- 74 -
V. 3. 1. 3. RÉSZÖSSZEGZÉS	- 75 -
V. 3. 2. IDŐJÁRÁSI HELYZETEK HATÁSA A VÍZMINŐSÉGRE	- 76 -
V. 3. 2. 1. KLASZTERANALÍZIS.....	- 77 -
V. 3. 2. 2. FAKTORANALÍZIS ÉS SPECIÁLIS TRANSZFORMÁCIÓ	- 79 -
V. 3. 2. 3. RÉSZÖSSZEGZÉS	- 81 -
V. 4. A VÍZMINŐSÉG IDŐBELI ÉS TÉRBELI ÉRTÉKELÉSE TÖBBVÁLTOZÓS STATISZTIKAI MÓDSZEREKKEL	- 82 -
V. 4. 1. FAKTORANALÍZIS, KLASZTERANALÍZIS ÉS DISZKRIMINANCIA-ANALÍZIS	- 82 -
V. 4. 2. RÉSZÖSSZEGZÉS	- 87 -

V. 5. A TAVI ÜLEDÉKEK ÉS A TAVAK MENTI TALAJOK EGYES PARAMÉTEREINEK VIZSGÁLATA ÉS ÉRTÉKELÉSE	- 88 -
V. 5. 2. MOBILIZÁLHATÓ NEHÉZFÉMEK	- 89 -
V. 5. 3. AZ ÜLEDÉK SZERVES ANYAGÁNAK JELLEMZÉSE	- 92 -
V. 5. 4. A TAVI ÜLEDÉKEK ÉS A TALAJOK EGYÉB JELLEMZŐI.....	- 92 -
V. 5. 5. RÉSZÖSSZEGZÉS	- 97 -
<u>VI. ÖSSZEFOGLALÁS</u>	- 99 -
<u>VII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</u>	- 106 -
<u>VIII. IRODALOMJEGYZÉK</u>	- 107 -
<u>IX. SUMMARY</u>	- 116 -
<u>X. MELLÉKLETEK</u>	- 123 -

*“Amikor elérjük céljainkat, nem az a jutalom,
amit kapunk, hanem az, amivé közben válunk.”
(Andrew Matthews)*

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A karsztok recens folyamatainak feltárására irányuló kutatások napjainkban is időszerűek és kiemelt fontosságúak. Kutatásukat indokolja a karsztok környezet-állapotának átalakulása és érzékenysége. A karsztok speciális tulajdonságai (pl. a háromdimenziós hatásfelület) sajátos élővilágukból, hidrológiai rendszerükből, morfológiai elemeikből és ezek sérülékenységéből adódnak.

A korábbi, nagy érdeklődést kiváltó karsztmorfológiai felfedezések után néhány évtizeddel a karsztterületek érzékenységének, valamint antropogén befolyásoltságának vizsgálata is előtérbe került, mivel az emberi tevékenységből eredő káros hatások és ezek sokrétű káros következményei egyre nyilvánvalóbbá váltak. Közülük kiemelten fontosak a szennyező folyamatok, mivel a karsztokon ezek hatása az egész rendszert érinti és sokkal gyorsabb lefolyású, mint más kőzeten.

Mivel a karsztok a felszín alatt jól fejlett hidrogeológiai struktúrákkal rendelkeznek, így a felettük zajló felszíni folyamatok alapvetően hatnak ezekre. A karsztok olyan nyílt rendszerek, amelyek a felszínen és a felszín alatt integrált hidrológiai és geokémiai rendszerből állnak (*Ford, Williams 1989*), ezért a környezeti hatásokra szélesebb skálán érzékenyek, mint más területek. A nagy áteresztő képességnek köszönhetően a felszíni folyamatokat és hatásokat gyorsan közvetíti a felszín alatti rendszerek felé. Az előrehaladott karsztosodási stádiumban lévő területeken különösen gyorsan lejátszódnak ezek a folyamatok. A karsztok nagy áteresztő képességéért az oldódó kőzetek hidrogeológiai struktúrájának alacsony szűrőképessége a felelős. A szennyezett felszín alatti vizek öntisztuló képessége minimális vagy majdnem nulla (*Bella 2008*), ezért fontos a felszíni és a felszín alatti folyamatok megismerése.

A felszín alatti karszt a karsztos táj önálló dimenziója, amely szorosan kapcsolódik a felszíni karszttal a víz anyag-, energia- és információ áramlásán keresztül és egy specifikus geoszisztémát alkot. Ezért a környezeti problémák megoldásához a negatív emberi hatások és az ezek barlangokra kifejtett befolyásának komplex értékelésére van szükség (*Roda, Rajman 1982, Jakál 1991, Bella 1992*).

A karsztok jelenségei és formakincse együttesen jelenti a karsztosodást (*Jakucs, 1971*). A folyamatok és formák különböző tényezők kölcsönhatásában alakulnak ki, s mindenkor az adott környezeti állapotokat tükrözik (*Keveiné Bárány 1999, 2002*), a karsztrendszerben végbemenő változások okát pedig napjainkban nagyrészt a felszíni folyamatokban kell keresni (*Keveiné Bárány 2004*). A karsztterületek ma az egész világon egyre inkább függnak az emberi hatástól (*Gillieson, Smith 1989, Sauro et al. 1991, Williams 1993, Ford 1993*).

A természetes tájba való beavatkozás expanziója és a természeti erőforrások iránti fokozódó igény hatása a karsztokat is elérte, ami az ilyen labilisnak tekinthető, antropogén beavatkozásra különösen érzékeny geoszisztémáknál nehezen helyreállítható károkat, illetve

emberi szempontból kedvezőtlen egyensúly-eltolódást okoz. Mivel a karsztos geoszisztémák nagyon labilisak, a karsztos táj – beleértve a barlangokat is – regenerációs képessége igen kicsi, néhány esetben pedig nem lehetséges (*Jakál 1984, 2000, 2002, Příbyl 1992*).

A kiterjedt tájhasználat, különösen az urbanizáció és a népességnövekedés, valamint az ezzel járó lakossági, kereskedelmi és mezőgazdasági tevékenység elkerülhetetlen következménye a természetes környezet folyamatos degradációja (*Kastning 1989, 1995, 1996*).

A karsztterületek hasznosítási nagyságrendjének arányosnak kellene lennie az egyes tájalkotók állapotával a tájban, valamint figyelembe kellene vennie az emberi behatások következményeit. Az ember azonban sokkal inkább az anyagi javak gyarapításáért, semmint az alapszükségletek kielégítése érdekében hasznosítja a karsztterületeket is, nem számolva tevékenységének visszafordíthatatlan és káros voltával. Ezért a karsztos táj védelmének és menedzsmmentjének tervezésénél nem elég regionálisan gondolkodni a legfontosabb problémák megoldásának vonatkozásában, hanem nemzeti és nemzetközi szinten is biztosítani kell az együttműködést.

A karsztökológiai rendszer elemei egymással és a hasznosítás típusával szoros kapcsolatban állnak és meghatározzák a táj működését (dinamikáját) (*Keveiné Bárány 2004, 2007*). A tájhasználat a karsztokon az egyik tényező, amely jelentős hatást fejt ki az itt megtalálható felszíni és a velük szoros kapcsolatban álló felszín alatti vizek minőségére (*Hallberg 1986, Hoke, Wicks 1997*).

A karsztterületeken a vizek minősége alapvető kérdés, mivel a víz összeköti a karsztrendszer elemeit. Emellett a karsztvíz hasznosítása igen sokrétű. Amennyiben külső behatás nem éri, tisztítás nélkül ivóvízként is használható. Napjainkban vizeink minőségének megőrzése egyre nagyobb kihívást jelent. Elszennyeződésükkel vízhasznosítási lehetőségeink egyre inkább beszűkülnek. A növekvő népességszám és a szűkös készletek azonban megkövetelik, hogy a rendelkezésre álló forrásokat eredeti állapotukban őrizzük meg.

A világ népességének 25 %-a, beleértve nagyvárosokat és a kiterjedt mezőgazdasági területeket is, karsztvizet isznak, illetve ebből fedezik napi szükségleteiket, Magyarországon ez 10-12 %, így ügyelni kell a készletek tisztaságának megőrzésére. A Gömör-Tornai-karszton is több település vízellátását oldják meg karsztvízből, ezért a vízminőség monitorozása igen fontos feladat.

A karsztvíz használata ivóvíz céljára egy olyan területen, ahol a felszíni és felszínközeli vizek hiányoznak, indokolja a különösen érzékeny környezetben végzett széleskörű ökoszisztéma-kutatások fontosságát (*Beck, Borger 1999*).

A száraz karsztfennsíkokok általában vízhiányosak, így az ott összegyűlő állóvizek ritkák és többnyire időszakosak. Ez indokolja nagyobb megbecsültségüket, mégis sok esetben nincs meg a kellő védelmük.

A karszttavak színes és fontos elemei a karsztos tájnak. Jelentős biodiverzitást gyarapító élőhelyek és idegenforgalmi vonzerőt is képviselnek. *Kunský (1939)* és *Gaál (2000)* érdekes és értékes geomorfológiai és hidrológiai jelenségeként írják le ezeket a tavakat, amelyek nagyobb védelmet és törődést érdemelnének. A Gömör-Tornai-karszt területén néhány viszonylag kisebb állandó vízborítással rendelkező állóvíz található, napjainkban

azonban több közülük előrehaladott trofitási stádiumban van. Az utóbbi évtizedekben feltöltődésük a felerősödött emberi behatás eredményeképpen felgyorsult. Az antropogén hatás következményeként gyakoribbak az időjárási szélsőségek, ami együtt járt a vízháztartás megváltozásával, ezenkívül a nem megfelelő szennyvízkezelés, földművelési módok, műtrágyahasználat és állattartás további kedvezőtlen hatásokat eredményeztek.

A karsztos tavak ugyan időszakosnak tekinthető morfológiai képződmények, turisztikai értékük, sajátos biotikus környezetük miatt több figyelmet és nagyobb védelmet igényelnének. Kevésbé látványosak, de fontosak a néhány méter mélységű sekély tavak és vizenyős területek, amelyekhez számos emberi tevékenység kötődik. Az édesvízi ökoszisztémák maximális biodiverzitása is ott jelenik meg, ahol a vizes élőhely (wetland) és a parti élőhelyek heterogenitása érintkezik a nyíltvízi régióval (*Wetzel 1999*). A wetlandek az ökoszisztéma szintjén ökológiai, szociológiai értékek és funkciók széles skálájával rendelkeznek, amelyek magukban foglalják a hidrológiai és biogeokémiai körforgást, a biológiai produktivitást és élőhelyet kínálnak az élővilág, illetve rekreációs lehetőséget az emberek számára (*Mitsch, Gosselink 1986, De Busk 1999*).

Néhány esetben korábbi kutatások igazolták az ember által is indukált felgyorsult feltöltődési folyamatot és vízminőség-romlást, keresték a tavak eltűnésének okait, valamint felhívták a figyelmet a további vizsgálatok szükségességére. Mindezek ellenére a káros hatások megakadályozása egyelőre kevés alkalommal bizonyult hatékonynak.

Annak ellenére, hogy az emberi hatások következményeként felgyorsult eutrofizáció problémája már néhány évtizede ismert, sok területen – köztük a környezeti hatásokra érzékeny karsztterületeken sincs mindenhol megoldva sem a szórt, de néha még a pontszerű szennyezőforrások feltárása és megszüntetésének kérdése sem. A Gömör-Tornai-karszton a kutatók az 1980-as évektől kezdődően foglalkoztak ezzel a problémával. Az antropogén hatásnak kitett tavak állapota és átalakulásának nyomonkövetése kiválóan indikálja a táj változásait és megmutatja, hogy az emberi jelenlét mennyiben és milyen irányban jelent befolyásoló tényezőt.

Szlovákiában a Szilicei-fennsík az egyik olyan karsztterület, ahol a barlangok elszennyeződésével igen jelentős problémák vannak (*Jakál 1979, Mitter 1984*). A fenntartható ökológiai menedzsment érzékeny stratégiájának megvalósítása a természetes erőforrások pontos ismeretét követeli meg. Egy ilyen stratégiának magában kell foglalnia az antropogén hatás ismeretét is és ennek birtokában lehet számolni az esetlegesen hátrányos következményeivel is (*Beck, Borger 1999*).

Kutatásaim ennek megfelelően a Gömör-Tornai-karszt néhány állóvizének, illetve az ezekhez kapcsolódó hidrológiai rendszereknek a részletes vizsgálatára terjednek ki. A cél egy komplex áttekintés ezeknek a tavaknak az állapotáról és a velük kapcsolatos problémákról.

A konkrét célkitűzések a következők voltak:

- a Gömör-Tornai-karszt tavainak történeti áttekintése és az emberi beavatkozás, kezelés, illetve természetes behatások következtében végbement állapotváltozásainak értékelése
- a tavak és környezetük összehasonlítása

- a tavak és a kapcsolódó karsztforrások vízkémiájának és vízminőségének alapállapot-felmérése (egy 2008-2010 között zajló monitoring vizsgálat keretében)
- a tájhasználat és a klímajelenségek vízminőségre és –mennyiségre való hatásának vizsgálata
- az eutrofizációt kiváltó tényezők meghatározása
- a külső és a belső terhelés mértékének megállapítása a tavi üledék-, valamint a tavak környezetéből származó talajminták értékelése alapján.

II. KUTATÁSI ELŐZMÉNYEK

II. 1. A KARSZTTAVAK VIZSGÁLATA

A nemzetközi szakirodalomban karszttavak és környezetük vizsgálatára irányuló kutatások az utóbbi évtizedekben előtérbe kerültek, különösen azokban az országokban, ahol a karsztok az ország területének nagy részén előfordulnak (pl. USA, Kína, a balkáni államok). Először speciális kialakulásuk, azaz genetikájuk kérdése foglalkoztatta a kutatókat, majd egyedi dinamikájuk, hidrológiai rendszerük (pl. poljék, poljeszerű tavak) feltárása vált fontossá. Az emberi hatások erősödésével a felszín vizsgálatát is be kellett vonni a kutatásba, ami az egész karsztrendszer működésének megismerését igényelte.

Hidrogeológiai kutatásokat az utóbbi évtizedben Közép-Európában is sokirányúan végeztek. Horvátországban a Vörös-tavon (Crveno jezero) foglalkoztak a tó dinamikájának vizsgálatával (*Aspacher, Behrend 1999, Garašić 2000, 2001*). Amióta a poljék különböző típusait *Gams (1977)* elkülönítette, a poljetavak kialakulása, időszakos vagy állandó vízborítása fontos kérdése lett a kutatásoknak. Napjainkban a karszttavak komplex hidrológiai-geomorfológiai kutatása több országban fontos részévé vált a karsztkutatásoknak, elemző értékelésük sok területen megkezdődött (pl.: Amvrakia-tó, Görögország: *Verginis, Leontaris 1978*; Van-tó, Törökország: *Akkopru et al. 2010, stb.*). Ökológiai felmérés is készült pl. a Cerknica-tóról (*Veenliet 2000, Gaberščik et al. 2003, Kržič, Gaberščik 2005*). *Balbo (2005)* az emberi tevékenység hatását vizsgálta a Čepić polje sekély tavain. Morfometriai elemzést végeztek a Banyoles-poljetavon Spanyolországban (*Moreno-Amich, Garcia-Berthou 1989*). Az spanyol evaporit karsztokon található tavak környezeti problémáira hívják fel a figyelmet *Gutiérrez et al. (2007)*. Floridai karszttavak vízháztartásával foglalkozott *Motz (1998)*.

Írországból jellegzetes és egyedi képződmények a poljeszerű időszakos tavak (turlough), amelyek teljeskörű felmérését elvégezték (*Coxon (1987a, 1987b), Drew, Coxon (1988), Campbell et al. (1992), Reynolds (1996), Sheehy Skeffington et al. (2006), Sheehy Skeffington, Gormally (2007)*). Működésük a poljetavakhoz teszi őket hasonlatossá. Ilyen időszakos állóvíz a Kentucky állambeli 68 ha területű efemer tó is a Chaney Lake State természetvédelmi területen, amelynek fizikokémiai jellemzőivel, valamint zooplankton-társulásaival foglalkozott *Kelley et al. 2000*-ben. *Kelley és Jack (2002)* kutatták ugyanitt az avar lebomlásának mértékét és az ebből felszabaduló tápanyag utánpótlást.

Marchant (2004) az ausztráliai Kosciuszko Nemzeti Parkban található karszt tavak ökológiai állapotfelmérésének szükségességét veti fel, mivel ezek a tavak kiváló hulló- és kétéltű élőhelyek. Kiemeli munkájában a tavak karsztrendszerrel való összekapcsoltságát.

Day (1996) a Belize-i karsztok mezőgazdasági és ipari terhelésére hívja fel a figyelmet, és hangsúlyozza a tavak védelmének fontosságát.

Paleolimnológiai kutatásokat folytatott *Schettler és Romer (2005)*, akik az Aran-szigeteken található An Loch Mór-tó üledékének ólom-tartalmát mérték, amit középkor előtti szennyezésnek tartanak. *Balbo et al. (2006)* ugyancsak paleolimnológiai vizsgálatot végeztek a Čepić poljén Horvátországban és megállapításokat tettek a tó feltöltődésének lehetséges okára. Eredményeik alapján a feltöltődés az erózió és a klíma hatásának következménye.

A gipszkarsztok tavainak keletkezésével és környezeti problémáival foglalkozik *Bulgařeanu (1997)* és *Nicod (2006)*, szulfát-redukáló baktériumaik vizsgálatával *Paskauskas et al. (2005)*. A mérsékelt övben pl. Romániában *Duma (2009)* vizsgálta a bányászat hatását a karszt tavakra. Bulgáriában (*Carter, Turnock 1993*) is foglalkoztak karszt tavak átfogó vizsgálatával. *Popovska és Bonacci (2007)* az Ohridi- (Albánia és Macedónia határán) és a Prespa-tavak (Albánia, Macedónia, Görögország) példáján mutatja be a karsztvizek és vízgyűjtőjük védelmének határon átnyúló együttműködési kereteit. *Bonacci (1993)*, valamint *Habdija et. al. (2011)* a horvátországi Vrana-tavat kutatták, előbbi hidrológiai, utóbbiak ökológiai szempontból (hogyan hatnak a különböző kémiai paraméterek a Rotifera plankton vertikális eloszlására). Spanyolországban az El Tejo-tóban vizsgálták a nitrogén-limitáció hatását a fitoplankton mennyiségének növekedésére (*Camacho et al. 2003*). Ökológiai célú kutatásokat végzett nagy tengerszint feletti magasságban lévő karszt tavakon *Schabetsberger és Jersabek (1995)*. *Jersabek és Schabetsberger 1996*-ban szintén egy alpi tó extrém vízszintingadozásának limnológiai aspektusait értékelték.

A Horvátország területén található Plitvicei-tavak esetében szintén szükség volt a vízszennyezés feltárására (*Horvatinčić et al. 2006*), mivel ezek a tavak európai szinten mindenképp egyedülálló karsztjelenségnek, a mésztufa képződésének kiváló példái. Esetleges szennyeződésük és pusztulásuk komoly visszaesést jelentene a Közép-európai turizmusban.

A Gömör-Tornai-karszt területének állóvizeit először *Bartholomeides (1806-1808)* és *Hunfalvy (1863, 1867)* említi a Gömör és Torna vármegyék leírásáról szóló munkáikban. Az első tudományos jellegű leírást *Dudich (1932)*, *Sawicki (1909a,b)*, majd *Kunský (1939)* adja, előbbi főként az Aggteleki-, *Sawicki* a Vörös-, *Kunský* pedig a Szlovák-karszt állóvizeinek keletkezési és morfológiai sajátosságait mutatja be. *Stárka (1959)* a Pelsőc melletti Biki-tóról ír, amelyet azonban az 1939-es szerzők egyáltalán nem említene, valószínűleg időszakos volta miatt, viszont a K-Szlovákiáról írott monográfiában úgy beszélnek róla, mint védett természeti képződmény (*Jurko et al. 1967*).

Történeti elemzést ad *Dénes (1993)*, *Bódisné et al. (2001)*, *Nagy (2003-2004)* és *Gaál (2010)*, akik a tavak keletkezésének idejét, a történeti térképeken való megjelenését, a tavak 'használatát' és fejlődési stádiumait írják le. Az 1980-as évektől jelentek meg az első olyan tanulmányok – elsősorban a Szlovák-karszt területéről – amelyek már konkrét méréseket is tartalmaztak, ugyanis elsősorban azoknak a tavaknak a többsége, amelyek valamilyen zavarásnak voltak kitéve előrehaladott trofitási stádiumba, feltöltődésközei állapotba

kerültek. A legtöbb tanulmány az 1990-es évekig a területen lévő legnagyobb állóvízzel, a Gyökérréti-tó (Jašteričie jazero) különböző szempontú felmérésével foglalkoznak, így: *Tereková (1984)*, *Ščuka (1985)*, *Háberová, Karasová 1991*, *Hudec et al. (1993, 1995)*, *Kaliser (1995)*, *Bobro (1996)*, *Cílek (1996)*, *Orvan (1996)*, *Orvan et al. 1997*, *Stankovič (1998a,b)*. Ezekben a tanulmányokban vízminőség-értékelést, vegetáció- és faunisztikai felmérést, üledékvizsgálatokat, hidrogeológiai térképezést végeztek levő barlangot is vizsgálták. Szintén főképpen a Gyökérréti-tóval foglalkozik *Šmída (2008)* a NY-i Kárpátok többreiről írott dolgozatában. *Tereková (1984)* több tó, forrás, valamint a csapadék vízkémiai paramétereit mérte és megállapította a magas tápanyag-terheltséget. *Košel (1975, 1994)* a Szlovák-karszt egyes tavainak faunisztikai felmérését végezte el, amelyben megállapítja a változatosság csökkenését. Ugyanezt, vagyis a faji diverzitásban való elszegényedést tárták fel az Aggteleki-karszt területén több tó esetében is. *Gollman et al. (1988)* többek között a Gyökérréti- és a Vörös-tó *Bombina bombina* és *Bombina variegata* hibrid állományainak megjelenését kutatták. *Barančok (2001)* egy összefoglaló vegetáció-felmérést és klímaértékelést készített a terület összes állóvizéről, amelyben a jelenleg kiszáradt vagy időszakos vízborítottság alatt állóak is szerepeltek. A tavak flóráját vizsgálta még *Klika (1945)* *Karasová (1994)* és *Varga et al. (1998)*. *Klika (1945)* egy összefoglaló tanulmányt írt a legeltetés hatásairól a karsztterület növénytársulásaira. *Terek 2003*-ben írt egy rövid összefoglaló tanulmányt a tavak állapotáról és az eutrofizáció lehetséges okairól, amelyek között kiemelt szerepet tulajdonított a klíma melegedésének és a fokozódó evapotranspirációnak. Az Aggteleki-karszton a 2000-es évek elején kezdődtek azok a konkrét felmérések, amelyek a Vörös- és Aggteleki-tó helyreállítását célozták, ekkorra ugyanis ezek a tavak már a feltöltődés végső stádiumába kerültek (*Czesznak 2000, Huber 2006*). Ennek rövid távú eredménye volt *Huber (2006)* szerint, hogy a Vörös-tó vízszintje a kotrás után emelkedett, a ritka szitakötőfajok pedig visszatértek. Az Aggteleki-tó esetében nem áll rendelkezésre adat közvetlenül a beavatkozások után. *Gaál (2010)* és *Kilik (2010)* elsősorban a Szlovák-karszt barlangjainak, tavainak és forrásainak hidrogeológiai összekapcsoltságát írják le. Hazai epikarszt rendszerek kisvizeinek, ezen belül az Aggteleki-karszt tavainak vízkémiai és mikrobiológiai jellemzésével foglalkozik *Knáb et al. (2010)*. Hazai karszttavak tájökológiai szempontú felmérését végezte el *Szabó et al. (2010)*.

II. 2. A VIZEK MINŐSÉGE, MINŐSÍTÉSI RENDSZEREK

A vizek konkrét minősítése előtt áttekintem a jelenleg érvényben lévő minősítési rendszereket és azok különbözőségeit. A minősítési rendszerek országonként is eltérőek, sőt, egy adott országban is használnak többféle minősítést a vizek állapotának értékelésére. A dolgozatban értelemszerűen csak a felszíni vizeknél használt szabványokra térek ki. Mind a folyó-, mind pedig az állóvizek esetében a vizek minőségét a fizikai, kémiai és biológiai paraméterek határozzák meg. Ahhoz, hogy az egyes hidrológiai formák vizeinek fizikai, kémiai és biológiai paraméterei számszerűen mérhetőek és összehasonlíthatóak legyenek, illetve az egyes, legfőképpen a különböző emberi céloknak megfelelő vizeket el lehessen

különíteni, valamint a vízi élettér védelmének és hosszú távon való fenntarthatóságának érdekében, határértékeket állapítottak meg.

A modern limnológia az édesvizek életének tanulmányozása során már nem elégszik meg a vízben élő szervezetek alaki és faji jellemvonásainak megismerésével, hanem a vizet, mint életteret fogja fel, annak és az azt övező környezet összes természeti tényezőnek, elsősorban azonban a víz kémiai viszonyainak ismeretére fekteti a hangsúlyt. (*Woynárovich 2003*)

A környezetvédelmi törvények és stratégiák kialakításához elengedhetetlen a vizek kémiai és/vagy biológiai paramétereinek monitorozása, környezeti állapotuk, környezeti kockázataik értékelése (*Quevauviller 2008*). A Víz Keretirányelv (VKI) az első olyan európai szintű törvényhozási eszköz, amely széles földrajzi skálán (az EU-n belül és kívül) megköveteli az európai vizek biológiai, kémiai és kvantitatív paramétereinek szisztematikus monitorozását (*Európai Komisszió 2000, WFD 2000*). A VKI meghatározza a vizek „jó állapotát”, amelyet az összes víztestnek el kell érnie 2015-ig (*OVF 2003*). A VKI egyik lényeges alapelve a fenntartható vízhasználatok elősegítése, ami egyrészt a vízhasználatok közgazdasági oldalról való szabályozásában, másrészt a víztestek jó állapotának kritériumain keresztül a vizek mennyiségének és minőségének hosszú távú megőrzésének megkövetelésében nyilvánul meg, az ökoszisztémák állapotára való tekintettel. Az ökológiai kritériumok teljesíthetősége viszont részben vízminőségi, részben morfológiai, részben pedig hidrológiai jellegű feltételek teljesülését kívánja meg (*Simonffy et al. 2007*). A VKI-ben megvalósul az ökológiai szempontú értékelés, tehát, hogy a biológiai változókat a fizikai-kémiai változókkal komplex rendszerben tekinti át és minősíti. Ahogy *Dévai et al. (1992)* is írja, az abiotikus faktorok alapján elsősorban a környezet állapotáról kaphatunk információt, a biotikus tényezők pedig egy hosszabb időszak történéseit is tükrözhetik. Sőt, a VKI az ökológiai szempontokat helyezi előtérbe a korábbi szemléletektől eltérően, ahol a vízhasználatok szempontjai voltak meghatározóak (*Szilágyi 2007*).

A gyakorlatban igen kevés példa van a VKI-nek megfelelő állóvíz minősítésre. A legszélesebb körben alkalmazott osztályozási rendszer a trofitási szint meghatározásán alapuló OECD osztályozási rendszer, ez azonban a tápanyagok közül csak a foszforra javasol határértéket. Mivel ezt a rendszert alapvetően mély tavakra dolgozták ki, hazai, főleg sekély tavaink esetében egyéb határértékekre tettek javaslatot a VKI végrehajtásának elősegítésére tett Vállalkozási szerződésben (*Simonffy et al. 2007*).

Magyarországon a jelenleg használatban lévő hivatalos minősítési rendszer az úgynevezett 12749. Magyar Szabvány, amely sok tekintetben megfelel az EU-s Víz Keretirányelv elvárásainak. A VKI irányvonalára az a jellemző, hogy a kémiai paraméterek háttérbe szorulnak az élőlény együtteseken alapuló kritérium rendszerben. Gyakorlati szempontból viszont nagyon is fontos a kémiai minősítés, ugyanis a vizek szennyezettségét a vízkémiai mérésekből lehet megállapítani, és a szennyezettségből adódó kockázat csökkentést is a vízkémiai paraméterekben előidézett változásokra lehet tervezni. Az *MSZ 12749*-ben egy öt osztályos rendszert alkalmaznak, ami a vizeket nem az emberi használati igények szerint, hanem önmagában, mint környezeti elemet és a vízi élővilág életterét minősíti, tehát összhangban van a VKI által támasztott igényekkel.

Az ENSZ által a felszíni vizek osztályozásához kidolgozott minősítési rendszer a WHO előírásain alapul. A hét paramétercsoportba sorolt komponensekre megállapított határértékek a vízi ökoszisztéma védelmét szolgálják és többnyire szigorúbbak, mint az egyéb vízhasználatokhoz rendelt kritériumok. Ezek a csoportok az oxigénháztartás, tápanyagok, savasodási állapot, nehézfémek és egyéb mérgező anyagok, radioaktivitás és a mikrobiológia. A minősítés alapja, vagyis a 90 %-os tartósságú érték és a mérendő komponensek köre is nagyjából megegyezik a hazai *MSZ 12749* szabvány rendszerrel. Ez a szabvány általában elfogadott a nemzetközi vízfolyások és tavak védelméről szóló megállapodás célkitűzéseinek megfelelően.

A nemzetközi és a hazai szabályozás határértékei között lehetnek jelentős eltérések is, igaz ez nem túl gyakori, inkább kisebb különbségekről van szó. Megfigyelhető, hogy az oxigénháztartás határértékei minden minősítési rendszerben egymáshoz elég közeli értékeket vesznek fel, a nagyobb eltérések a tápanyagháztartásban jelentkeznek. A legtöbb esetben az eutrofizációs szintre figyelnek, tározóknál az oldott oxigénre, illetve más kémiai paraméterekre, amelyek az ivóvíz-előállítás céljából jelentősek. (*Simonffy et al. 2007*).

II. 3. VÍZMINŐSÉGGEL KAPCSOLATOS FONTOSABB KORÁBBI DIREKTÍVÁK

Vízminőségi normák:

- Felszíni vizek irányelv (75/440/EEC)
- Halak életteréről szolgáló felszíni vizek (78/695/EEC)
- Rákok, kagylók életteréről szolgáló felszíni vizek (79/869/EEC)
- Talajvíz (80/68/EEC)
- Szabadtéri fürdőzésre használt víz (76/160/EEC)
- Ivóvíz (98/83/EEC)

- Nitrát direktíva (91/676/EEC)
- Növényvédő szerek (91/414/EEC)

Egyéb jogszabályok és intézkedések

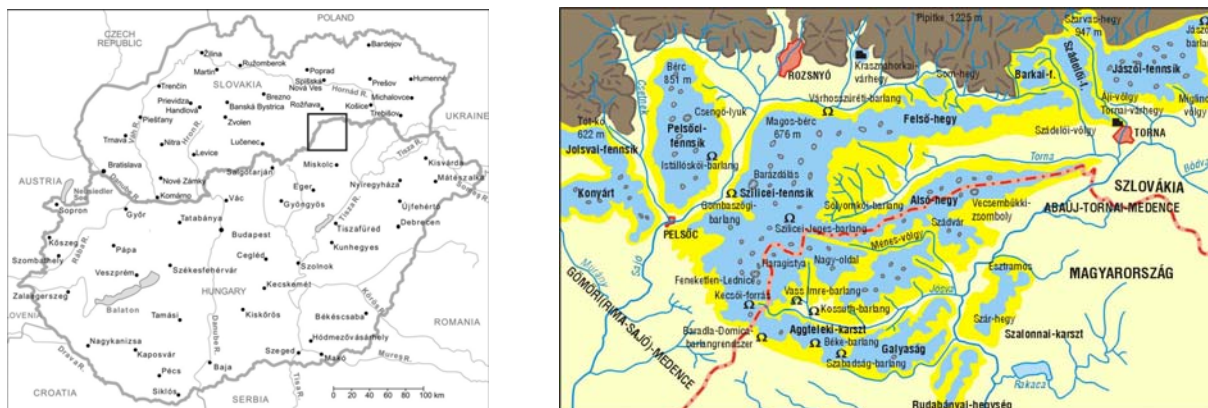
- Élőhelyek direktíva (92/43/EEC)
- Madarak direktíva (79/409/EEC)
- Szennyvíztisztítás direktíva (86/278/EEC)
- Integrált szennyezés megelőzés (IPPC)
- Környezeti hatásvizsgálat (85/37/EEC)

Kibocsátási határértékek:

- Városi szennyvíz (91/271/EEC)
- Veszélyes anyagok (76/464/EEC)

III. A VIZSGÁLT TERÜLET

A terület az alacsonyhegységi dombság „kategóriába” sorolható, az ÉNY-i Kárpátok belső vonulatának a része. ÉK-Magyarország és DK-Szlovákia határánál található, a magyarországi részét Aggteleki-karsztnak, a szlovákiai területet Szlovák-karsztnak nevezzük. A terület földtani és földrajzi szempontból egységes mészkőterületet képvisel, történelmi, egységes neve pedig a Gömör-Tornai-karszt (1. ábra). A terület 2/3ad része Szlovákiához, 1/3ad része Magyarországhoz tartozik. Közép-Európa legkifejlettebb karsztfennsíkjai közé tartozik, nyugatról a Rőcei-hegység és a Rima-medence, északról a Rozsnyói-medence és a Voloveci-hegység, keletről a Kassai-medence, míg délről a Putnoki-dombság, valamint a Bódva völgye határolja (Gaál 2010). Hét nagyobb fennsíkra oszlik, ezek pedig: Jolsvai-karszt, Konyár-fennsík, Pelsőci fennsík, Szilicei-fennsík, Felső-hegy, Bártkai-fennsík, Aggteleki-karszt.



1. ábra: A vizsgált terület elhelyezkedése (jobb oldalon: Jakucs, Móga (2000) ábrája)

Letarolt fennsíkjai É-ről D felé enyhén lejtnek, magasságuk az É-i részeken néhol a 800 m-t is meghaladja, míg D-en csupán 400 m körüli magasságot ér el (Gaál 2010).

A legnagyobb részen vékony talajokkal borított, sok mészkőkibukkanással, típusos középhegységi karsztvidékként írható le. Sajátos természetföldrajzi adottságai határozzák meg a terület természetes növény- és állatvilágának arculatát is, melynek legjellemzőbb vonása a peremhelyzet és az átmeneti jelleg. A karsztvidék formálásában, a mai képének kialakításában évszázadokon keresztül szerepet játszott az emberi tevékenység is (Ujvárosy 1998).

A területen a miocén második felében már szárazföldi körülmények uralkodtak, de még tengerpartközeli helyzetben lévén, szubtrópusi éghajlati körülmények között megindult a máig is folytatódó karsztosodás és mindez egy egységes térszínben teljesedett ki. A süllyedő pásztákon a völgyfejlődés „nem karsztos” jellemzői kerülnek előtérbe, a gyenge bevágódás mellett helyenkénti szedimentáció, ellaposodás, sőt helyi erózióbázisok kialakulása figyelhető meg (Zámbó 1998).

III. 1. ÉGHAJLAT

Az Aggteleki-karszt Magyarország egyik leghidegebb tájegysége – a közeli hegyvidék, a földrajzi fekvés, valamint a domborzati viszonyok miatt. *Ujvárosy (1998)* leírása alapján az évi középhőmérséklet a Jósvafői Kutatóállomás 1958-1983 közötti méréseinek átlagában 9,1 °C, a havi átlagos középhőmérséklet -3,2 és 19,1 °C között alakul, a napsütötte órák száma kb. 1900 óra, a tenyészidőszak 175 nap, amelyre 15,5 °C-os középhőmérséklet adódik. Jellemző a hosszú téli időszak, az utolsó fagyos napok április végére esnek. A hegység területére hulló csapadék az OMI (Országos Meteorológiai Intézet) szerint 1941 és 1970 között Aggteleknél 741 mm, Jósvafőnél 680 mm. Ez az utóbbi években csökkent, 1965-1983 között ez az érték Jósvafőnél már csak 627 mm. A legcsapadékosabb hónap átlagban a június, a legszárazabb pedig a február és a március. Az egész Aggteleki Nemzeti Parkra nézve tehát elmondható, hogy az éghajlata nedves kontinentális, hosszú nyárral és a Kárpátok közelsége miatt erős hegyvidéki hatással.

A Szlovák-karszt nagyobb része az enyhén meleg és nedves klimatikus övbe tartozik hideg téllal. Alapjellegzetessége a több mint 50 nyári nap és a 16 °C fölötti júliusi középhőmérséklet. A levegő éves hőmérséklet-ingadozása 21,5-23,3 °C-ot is eléri, ami nagyobb kontinentalitásra utal. Földrajzi fekvésének következtében jellemzőek a nyugati magaslati áramlások a légtömegek gyakori cserélődésével, illetve időszakosan jelentkezik az óceán mérséklő hatása. A terület Szlovákia nedvesebb részeihez tartozik. A hőmérsékleti jelleg alakításában fontos szerepet játszik a napsugárzáson és a légáramlatokon túl a tengerszint feletti magasság, a domborzat és annak kitettsége. A fennsíkokon és a lejtőkön kiegyenlítettebb a hőmérsékleti amplitudó, mint az alsóbb térszíneken. A fennsíkok relatíve melegebbek az anticiklonális helyzetből adódó levegőstagnálás miatt a késő őszi és a téli időszakokban. Az átlagos évi csapadékmennyiség a fennsíkokon 725-780 mm/év, amelynek a 64 %-a a vegetációs periódusban hull le. A csapadékösszegek nyáron a legnagyobbak, tavasszal és ősszel a legkisebbek. Nagy rendszertelenség jellemző a csapadék időbeli eloszlásában, a száraz és nedves időszakok váltakozásában. A csapadékos napok száma 97/év körül van, a 10 mm fölöttiek száma pedig 20/év. Hóborítás kb. november második felétől március feléig jellemző, nem állandó jellegű, a hóval borított napok száma 62/év. A napsütéses órák száma a területen 1700-1760 óra között mozog. A Szlovák-karszt a Rozsnyói- és Kassai-medencével együtt meghatározóan az É-i áramlású területek közé tartozik. A második leggyakoribb uralkodó szélirány a D-i. A Szilicei-fennsíkon ÉNY-i szél a leggyakoribb, ezenkívül a K-i és DK-i.

III. 2. GEOLÓGIA, GEOMORFOLÓGIA ÉS TALAJTAKARÓ

A Gömör-Tornai-karszt *geológiájával és geomorfológiájával* több szempontból foglalkoztak (*Böckh 1907, Vitális 1907, Schréter 1925-1928, Jaskó 1933, Janáček 1940, Roth 1939, Balogh 1941, Láng 1955, Jakucs 1964, Grill 1989, Csüllög, Móga 1997, Jakucs, Móga 2000, Móga 2001, Mello 2004, Szentpétery, Less 2006, Gaál 2010, stb.*).

Gaál (2010) leírása alapján a Gömör-Tornai-karsztot a Szilicei-takaró középső krétában lecsúszott tömbjei alkotják. A mészkőtömbök vastagsága több 100 m, alattuk pedig werfeni homokkő és agyagpala található. Ezek a tömbök különböző típusú triász mészkövek, amelyek két fő csoportra oszlanak: a sekélytengerben és a mélyebb medencékben leülepedettek, ezek alapján pedig négyfajta mészkőtípus található a területen: guttensteini, steinhalmi, wettersteini és dachsteini. Ezeknek a mészkőtípusoknak a nagy része vegyileg tiszta kalcium karbonát, így jól oldódik. A Gömör-Tornai-karszt területén jelenleg 1370 barlangot ismernek. Ezek különböző keletkezése, sűrűsége, változatos formakincse és endemikus állatvilága miatt egyedülállóak a mérsékelt övben, így a terület a világ kulturális és természeti örökségének része.

Az Gömör-Tornai-karsztra jellemző, hogy a karbonátos alapkőzetén ún. közethatású, intrazonális talajtípusok találhatók, kifejlődésükben az éghajlat jóval kisebb szerephez jutott, mint az alapkőzet. A karsztfennsíkokon igen szoros összefüggést találtak a relief és a talajtípus előfordulása között (*Šály 1976, Zámbo 1986, Tanács et al. 2007*).

A terület talaj- és málladéktakarója összetételében és kifejlődésében megegyezik, vagy közeli genetikai rokonságban van a Föld karsztjainak nagyobb részét befedő karsztvörösföldekkel, vörösayagos rendzinákkal (*Zámbo 1998*). A felszín nagy részét tehát triász mészkövön kialakult rendzina talajok (vörösayagos rendzina, barna rendzina, fekete rendzina) borítják. A mészkövet sok helyen vörösayag kíséri. A töbrökben vékony rétegű málladéktalaj van csak, így a talajhatás ennek megfelelően elsősorban a mélyülést segíti elő (*Zámbo 1998*).

A vörösföldtípusok gyakoriak a területen, a rendzinatípusoktól elkülönítik. Előfordulása azért lehetséges, mert karbonátos alapkőzetén képződhet csak, 500-1000 mm csapadékmennyiség mellett, 13-15 °C között. A nedvesedése csekély, hiába érheti el az 50-70 cm vastagságot. A kolloidok kalciummal való telítettsége és a poliédrikus struktúra elég sok levezető úthálózatot teremt a vízlefolyásra és a levegőzésre (*Šály 1994*).

A vörösayag nem csupán a dolinákat tölti ki, hanem a lejtőket, alacsonyabb gerinceket, elvéve a magasabb részeket is eltérő vastagságú vörösayag takaró fedi (*Zámbo 1970*). A vörösayagok felszínén fokozatos átmenettel legtöbbször vörösayagos rendzina és barna rendzina helyezkedik el. A harmadidőszaki laza üledékeken barna erdőtalajok (agyagbemosódásos barna erdőtalaj és Ramann-féle barnaföld) alakultak ki. (*Marosi, Somogyi 1990, Stefanovits 1963, Zámbo 1998*). A talajföldrajzi képet színezi, hogy a terület nem karsztosodó kőzetekből felépült egyes részein megtalálhatók az éghajlati-növényzeti övnek megfelelő zonális barna erdőtalajok és az azonális öntéstalajoknak, lejtőhordalék-talajoknak az övezetektől függetlenül kialakult, többnyire kis területsávokra korlátozódó előfordulásai is. Ezenkívül igen változatosak a lejtésviszonyok (meredekség, égtáji kitettség) is, ami szintén okozója a mozaikszerű előfordulásnak. A vörösföld alapú rendzinásodott, szaggatott talajtakaróból lépten-nyomon kibukkan a szálban álló karbonátos kőzet.

III. 3. VÍZRAJZ

A hidrológiai viszonyokat is több kutató tanulmányozta (*Strömpl 1923, Jakucs 1951, Šuba 1973, Orvan 1980, Maucha 1998, Sásdi 1998, Móga 1999, Rozložník 2005, Kilik 2010* stb.). Általánosságban jellemző, hogy ezek a vizsgálatok eléggé összekapcsolódtak a barlangkutatással. Először *1930-ban jelentetett meg Maucha* eredményeket a Baradla-barlang vizének kémiai elemzéséről (*Sásdi 1998*). Az első víznyomjelzéses vizsgálattal Kessler próbálkozott az 1930-as évek elején. Ezekután jelentek meg *Jaskó (1933)* és *Láng (1955)* művei a terület hidrológiájáról és geomorfológiájáról. 1957-től az Országos Meteorológiai Intézet, később az MTA Földrengési Intézet mért klimatikus és geofizikai hatásokat. Elkezdtek a források vízhozamainak detektálását és ennek a klímával való kapcsolatának elemzését.

A területen meglévő triász mészkő alapkőzet kifejezetten jó vízvezető tulajdonságú, az oldási maradéka 1 % alatt van. A szintén jelenlévő dolomit Mg-tartalma miatt azonban kevésbé jól oldódik és a mészkőnél kevésbé jól vezeti a vizet. A karsztvíz utánpótlódásában a legnagyobb szerepe a felszínre hulló csapadékvíz beszivárgó hányadának van. Elemzések alapján (*VITUKI Kutató Állomás*) az itt lehulló csapadék nitráttal és ammóniummal enyhén szennyezett, kissé savas kémhatású (pH=4-6), az uralkodó ÉNY-i széljárás miatt forrásként a Rozsnyótól NY-ra levő ipari létesítményeket jelölik meg. A VITUKI Jósvafői Kutató Állomásán végeztek vizsgálatokat a terület vízháztartására vonatkozóan, amiből az derült ki, hogy a 82 %-ban erdővel borított, 300-500 m tfm.-ű Jósza-völgyi karsztterületen sokévi átlag alapján a csapadék 27 %-a szivárog be, 2 %-a pedig lefolyik. Egy másik, más adottságú mintaterületen az eredmény hasonló volt. Az Aggtelek-Rudabányai-hegyvidék a Sajó vízgyűjtő területéhez tartozik. A terület vízfolyásait számos karsztforrás táplálja, amelyek közül néhányat a helyi falvak ivóvízellátására használnak (pl. Babot-kút, Kis-Tohonya-f., Pasnyag-f., Papkerti-f.). A területen több kisebb területű állóvíz is található, pl. Aggteleken, Derenken és a Szögliget feletti Acskó-réten, amelyek egykori víznyelők eltömődésével keletkeztek. Több időszakos jellegű tó is keletkezik nagyobb csapadék-események idején. Mesterséges keletkezésű a Tengerszem-tó, a Mocsolyás-völgy torkolatánál kialakított tó, a Rudabánya melletti bányató, a Rakacai-víztározó és a Bódva-medencében Dóbódéltől É-ra egy kavicsbánya helyén keletkezett tó (*Sásdi 1998*).

Šuba (1973) alapján a Szlovák-karszt öt hidrogeológiai rendszere a Felső-hegyi, a Nagykői, az Ardói, a Kecői és az Alsó-hegyi. Morfológiailag és geológiaiilag folyóvölgyek és tektonikai határvonalak különítik el őket. A felszíni képződményekből a legfontosabbak azok az üledékek, amelyekbe a karsztvizek beszivároghatnak, illetve amelyek gátat képeznek számukra. A felszínalatti vizek legfontosabb utánpótlása a csapadékból származik, amelyek teljesen beszivárognak a karbonátokba. A felszíni vizek infiltrációjában lényeges szerepet töltenek még be a felszíni vízfolyások is, amelyek nem karsztos területről érkeznek és többnyire víznyelőkben vagy vakvölgyek végződéseinél szivárognak a mélybe (ilyen esetekben tavak is kialakulhatnak, lásd: később). A Szlovák-karszt NY-i részén több forrást használnak ivóvízellátásra, pl. Pisztráng, a Nagykői- és a Kecő-forrás, a Nagy-kút Páskaházánál, az Ardónál és Szádvárborjánál található források, stb (*Orvan 1996*).

III. 4. VEGETÁCIÓ

Az Aggteleki-hegycsoport *növényzetileg* a Magyar Középhegység flóraidékének egyik legészakibb, önálló flórajárása (Tornense). Északon a Kárpátok déli flórajárásával: a Gömör-Szepesi Érchegységgel (Scepusiense) érintkezik, D felé a Bükk hegységgel (Bükkense) tart közvetlen kapcsolatot. Növényzetében ennek megfelelően megtalálhatók a hűvös, északi elterjedésű, kárpáti jellegű növények és a déli elterjedésű, melegkedvelő fajok is (Jakucs 1961).

A Szlovák-karszt döntő része a pannon flóratartományhoz tartozik, azon belül a Matricum xerotherm flóra-körzetbe (É-i khegységet felölelő Matricum flóraidék), amelynek önálló járása a Szlovák-karszt. A védett terület DK-i részét a xerotherm Eupannonicum flóraidékhez, míg az ÉNY-i részét az előkárpátok (Praecarpaticum) flóraidékéhez sorolják. A Szlovák-karszt flóraját Szlovákia és Közép-Európa növényfajokban leggazdagabb területének tartják (Karasová 1994).

Néhány tó florisztikai felmérését végezte el Barančok (2001). A Gyökérréti-tó kapcsán említi, hogy szinte teljesen elborítja a vegetáció, amely között még felismerhető néhány wetland fitocönózis maradvány, azonban egyre inkább a xerofita füves-bokros társulás felé tolódik el az egyensúly, sajnos sok gyomfajjal és ruderalis fajokkal. Ez utóbbi negatívumot az emberi tevékenységnek tulajdonítja (legeltetés, szántóföldi művelés). A hely wetland-karakterére a széleslevelű gyékény, a vízi hídör alacsonyabb állományai és a nagy sásfajok (Carex) emlékeztetnek.

A Büdös-tavat szintén a karsztjó jellegét elvesztő élőhelyként tárgyalja, a teljes felszín vegetációval benőtt, a szabad vízfelszín kisebb lyukakra korlátozódik, amelyek évközben is megtartják a vizet, a többi kiszárad. A tavat borító vegetáció elsősorban fűzfajokból, főként fehér fűzből tevődik össze. A NY-i partot nyírfasor szegélyezi, amely elválasztja a tavat a földúttól és a szántóföldektől. A K-i partnál lakóház található, ahol gazdálkodás folyik, az É-i és ÉK-i részek pedig a műutat érintik. A DNY-i, D-i, DK-i részek közvetlenül szántóföldekkel érintkeznek, amelyek egy emelkedőn találhatóak a tó felett. A füzes aljnövényzete főként nitrofil fajokat tartalmaz, dominánsan nagy csalánt. Wetland vegetáció található a terület vizenyősebb részein, ezek között sásfajok, nád és a széleslevelű gyékény. A sárga nőszirm viszonylag gyakori. A Büdös-tó helyzetét a Gyökérréti-tóéhoz hasonlítja: a szabad vízfelszín benötte a füves-bokros wetland vegetáció, főként a Phragmiti-Magnocariceta osztály (Klika 1945), a tó körül pedig megjelentek a rétek, legelők és a szántóföldek a szomszédos elmocsarasodott területen. A vízi növényfajok közül békaszőlő fajok a leggyakoribbak, kiegészítve a Potamotea osztállyal (Klika 1945). A tavacskát hasonló behatások érik, mint a Gyökérréti-tavat és ha csak valami hirtelen nem változtatja meg ezt a tendenciát, a terület teljesen elveszíti majd wetland jellegét.

Az Aggteleki-tó partját nedves élőhely (wetland) fitocönózis borítja, amely legfőképpen széles- és keseknylevelű gyékényből áll (a Phragmiti-Magnocaricetea osztályba tartozó közösségek (Klika 1945)). A békaszőlő fajok a leggyakrabban előforduló vízinövény fajok, kiegészítve a Potamotea osztállyal (Klika 1945). Az utóbbi 20 évben (1980-2000) a

vegetáció gyors előretörése volt jellemző, amelyben a széleslevelű gyékény erős dominanciája jellemző.

A *Vörös-tavat* környező fitocönózist szintén füves lágyszárú közösségek jellemzik a fejlődés különböző fokain lévő legelő és erdei vegetációval, többnyire természetes összetételben. Az itt található wetland vegetáció nagyban hasonlít az Aggteleki-tóéhoz. A széleslevelű gyékény itt teljesen benőtte a vízfelszínt. Érdekesség, hogy itt szabad vízfelszín nem a tó közepén, hanem a part mentén található (ellentétben a többi tóval). Ennek a magyarázata az, hogy a csorda ide jár inni, valamint a konda iszapfürdőzésre is használja ezt a részt. Jellemző a nitrofil fajok, főleg a nagy csalán gyakorisága.

A *Kardos-tóban* megjelenő vegetációt elsősorban a magas sások jellemzik, mint *Carex elata*, *Carex paradoxa*, *Carex rostrata*, *Carex gracilis*, *Carex vesicaria*, *Carex buekii*, *Carex acutiformis*. A maradék vízfelszínen békaszőlőfajok az uralkodók, ezek között is az úszó békaszőlő. A wetland vegetációt néhány helyen fűzfajok veszik körül. Egy 1926-os felméréssel ellentétben nádas 2000-ben nem volt jelen a területen.

A *Papverme-tó* partvonala mentén főként széles- és keskenylevelű gyékény és nád található, a tipikus vízinövények közül legtöbbször az úszó békaszőlő fordul elő. A nádas, valamint a fehér tündérrózsa főként a tó keleti és nyugati sarkaiban jellemzőek. A tónak Szilicéhez legközelebb elterülő sarkában igen gazdag a vegetáció: a wetland fitocönózison kívül kőris-éger (*Fraxineto-Alnetum*) és feketenyár-éger (*Saliceto-Alnetum*) közösségek találhatóak az enyén lúgos glejes fluvio-genetikus talajon. A helyi talajképződést humusz-, valamint áradási és alluviális üledékek felhalmozódása jellemzi. A fajok közül jellemző az *Alnus glutinosa*, *Salix alba*, a cserjék között a *Carex gracilis*, *Carex acutiformis*, *Caltha palustris*, *Cirsium rivulare*, *Ranunculus repens*, *Galium aparine*, *Filipendula ulmaria*, az aljnövényzetben pedig a nagy csalán, *Mentha aquatica*, *Myosoton aquaticum*, *Carex vesicaria*, *Equisetum palustre*, *Myosotis palustris*, *Impatiens noli-tangere* fajok jelennek meg.

A *Lucskai-tó* is tipikus wetland vegetációval, ezek között is sásdominanciával rendelkezik. Egy 1984-es felmérés alapján az alsóbb részek főként úszó békaszőlővel voltak benőve, az egyéb fajok elszigetelt csoportokban voltak fellelhetőek, ezek között pl. széleslevelű gyékény, *Sparganium erectum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Callitriche* sp., *Heleocharis* sp., *Juncus* sp., *Lemna minor*. A tavat 1973-ban, 1979-ben és 1984-ben vizsgálták.

2011 júniusában Tanács Eszterrel és Kiss Mártonnal felmértük és értékeltük a tavak közvetlen környezetében található magasabbrendű vegetációt, acélból, hogy a változásokat leírhassem, valamint a felmért vízminőség a vegetáció szempontjából is indikálható legyen.

A *Vörös-tó* környezetére jellemző, hogy három oldalról nyitott, nyugati irányban pedig kb. 20 m-re beerdősülő szegéllyel rendelkezik. A meder közvetlen szomszédságában csak 1-2 hamvas fűz, illetve serevényfűz található. A nyugati oldalon szálanként vadkörte, mezei juhar, északon pedig gyertyán található. A beerdősülő szegélyben összefüggően boróka, fagyal, veresgyűrű som, ostorménfa, illetve egybibés galagonya jelenik meg. A víz és közvetlen környezetének növényzettel való fedettsége kb. 30%. A hínárok ebből 15%-ot tesznek ki, kb. 2 m széles sávban jellemzőek a parttól kicsit beljebb. Az itt előforduló faj az imbolgyó békaszőlő (*Potamogeton nodosus*). A tavi kákás kb. 3%-ot borít, 1-2 m átmérőjű

csoportokban látható a part mentén. Jellemző faja a tavi káka (*Schoenoplectus lacustris*). A harmatkásás borítása szintén 3%, a tó K-i partján van egy nagyobb állománya, ezen kívül néhány tő jellemző egyéb helyeken. Fajai a réti harmatkása (*Glyceria fluitans*) és a békaszittyó (*Juncus effusus*). A csetkákás-hídörös mocsár borítása kb. 1%, a NY-i parton néhány m-es homogén csetkákás, az É-i parton néhány foltban hídör található. Fajai a mocsári csetkák (*Eleocharis palustris*) és a vízi hídör (*Alisma plantago-aquatica*). A mocsárrét borítása kb. 8%, a tó teljes partvonalában fellelhető, vízborítás már nem jellemző. Fajai a sovány perje (*Poa trivialis*), gombos ecsetpázsit (*Alopecurus geniculatus*), torzskaboglárka (*Ranunculus sceleratus*), pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*), indás pimpó (*Potentilla reptans*), vízi kányafű (*Rorippa amphibia*) és a vízi peszérce (*Lycopus europaeus*).

A vizsgált tavak közül itt van meg a legteljesebb vízi-vízparti zonáció. A tó területéhez viszonyítva nagy az élőhelyek száma, melyek jó természetességű állapotban vannak. A mocsárréti sáv itt található meg egyedül egy keskeny, de egyéb (zavarástűrő, invazív) fajoktól jórészt mentes, karakteres sávban. A foltokban megtalálható tavi káka általában a mezotróf-gyengén eutróf vizek indikátora. A hídörösök és csetkákások kis kiterjedésűek, de ez a hazai állományokra általánosan jellemző (*Borhidi 2003*). A fentiek a rehabilitációs munkálatok sikerességét mutatják.

A *Gyökérréti-kutak és az egykori tó környéke*, amely korábban valószínűleg legeltetett gyepp volt, mára egy beerdősülő foltnak tekinthető. A nyílt vízfelszín közvetlen közelében törékeny fűz, környezetében hamvas fűz és kecskefűz található. Keleti irányban tó tágabb környezetében néhány jellemző faj a vadkörte és alma, veresgyűrű som, mezei juhar, csipkerózsa, egybibés galagonya, illetve ostorménfa – ez nagyban hasonlít a Vörös-tó környékén jellemző szegélyhez, azonban itt boróka nem fordul elő. A víz és közvetlen környezetének növényzettel való fedettsége kb. 80%. Ebből a gyékényes kb. 40%, a kevés nyílt vízfelszín közvetlenül övezi. Jellemző faja a széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*). A csetkákás-hídörös mocsár borítása kb. 15%, a hídör a gyékénnyel mozaikolva is megjelenik, a csetkák itt is egy csomóban, homogén állományt alkotva jellemző. Fajai a mocsári csetkák (*Eleocharis palustris*) és a vízi hídör (*Alisma plantago-aquatica*). A mocsárrét, illetve a jellegtelen üde gyepp borítása kb. 10+5%, a kevésbé (de így is egyértelműen) bolygatott partszakaszok mentén jellemző. Fajai a sovány perje (*Poa trivialis*), torzskaboglárka (*Ranunculus sceleratus*), réti boglárka (*Ranunculus acris*), nagy csalán (*Urtica dioica*), mezei aszat (*Cirsium arvense*), hérics (*Adonis* sp.), vadmurok (*Daucus carota*). A magaskórós gyomnövényzet kiterjedése kb. 10%, az eredeti tómeder mellett történő medermélyítés során áthalmozott anyagon található. Jellemzően megjelenő faja a disznóparéj (*Amaranthus* sp.).

A területet gyakorlatilag nem lehet tónak nevezni, növényközösségei gyenge természetességűek, a közelmúltbeli gyors feltöltődés és mederkotrás beavatkozások jegyeit párhuzamosan viselik magukon. Emellett azonban szomszédossága az egyik legjobbnak mondható a vizsgált tavak között, közel természetes állapotban levő erdők, facsoportok és sziklagyepek, szárazgyepek veszik körül jelenleg a vizes élőhelyeket, a környék turisták által nagyon gyéren látogatott. Mindezek alapján megfelelő vízutánpótlás esetén a tó vegetációjának regenerációs képessége viszonylag jónak mondható.

A *Papverme-tónál* három égtáj irányában csak fűzek jelennek meg a parton, főleg hamvas, illetve törékeny fűz, míg a déli oldalon összefüggő erdő található, amelynek az összetételére az 50-60 év körüli gyertyános-kocsánytalan tölgyes jellemző gyertyán dominanciával. A lombkoronaszint állományalkotó fajain kívül szálanként belekeveredik kocsányos tölgy, nagylevelű hárs, bükk, mezei juhar, madárcseresznye és a part mentén enyves éger. A magas cserjeszint a szegélyeken sűrű, a mogoró uralja, ezen felül csipkerózsa, bodza, egybibés galagonya, veresgyűrű som és kutyabenge található benne. A tavat DNy-ÉK-i irányban egy magasfeszültségű távvezeték keresztezi, melynek nyomvonalában az erdőt levágták, az irtáson jelenleg fatermetű mogoróbokrok alkotnak összefüggő lombkoronaszintet, benne szálanként madárcseresznyével. A tó és közvetlen környezetének növényzettel való fedettsége 20%. Ebből 2% az eutróf hínár, ami a tó NY-i partjának közelében, gyékényes mellett, illetve azzal kissé mozaikolva jelenik meg. Jellemző faja az apró békalencse (*Lemna minor*). A gyékénnyel való borítottság kb. 3%, a tó partvonalának nagyobb részén megtalálható, leginkább homogén megjelenésű, valamennyi állománya pántlikafüves elegyes ill. homogén pántlikafüves. Fajai a széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*) és a pántlikafű (*Phalaris arundinacea*). A békabuzogányos borítása kb. 2%, a gyékényes és a parti növényzet között a K-i parton található. Fajai az ágas békabuzogány (*Sparganium erectum*), a pántlikafű (*Phalaris arundinacea*) és a békaszittyó (*Juncus effusus*). A mocsárrétek és mocsári magaskórósok borítása kb. 0,5-0,5%, ezen élőhelyeknek megfelelő termőhelyek és fajok több helyen, de nagyon keskeny sávban jelennek meg, sehol sem alkot jelentékeny kiterjedésű és/vagy karakteres állományt. Fajai a réti boglárka (*Ranunculus acris*), borzas fűzike (*Epilobium hirsutum*), vörös acsalapu (*Petasites hybridus*), nagy csalán (*Urtica dioica*), kányazsombor (*Alliaria petiolata*). Jellegtelen üde gyepek is kapcsolódnak ide, ennek a kiterjedése kb. 3%, jelentősebb kiterjedésben, főleg az É-i, K-i és DNy-i partszakaszon fordulnak elő. Fajai a csomós ebír (*Daylily glomerata*), franciaperje (*Arrhenatherum elatius*), fekete üröm (*Artemisia vulgaris*), fodros lórom (*Rumex crispus*), foltos bürök (*Conium maculatum*), nagy csalán (*Urtica dioica*), tarka koronafürt (*Coronilla varia*), seprence (*Stenactis annua*), közönséges gyíkfű (*Prunella vulgaris*), vadmurok (*Daucus carota*).

A tó horgászok által sűrűn látogatott, ez jól követhető a tó vegetációjának összetételén és szerkezetén. Itt található legnagyobb kiterjedésben jellegtelen üde gyepek, illetve mivel a gépjárművek által is használt út a vízfelülettől helyenként mindössze 1-2 méterre húzódik, a vízparti szárazabb élőhelyek közé a taposott gyomnövényzet fajai is lehúzódnak. A tó NY-i felében szennyezett víz bevezetése történik, ezt jól jelzi a békalencsés és a sűrű nádas-gyékényes.

A *Kender-tó* környéke beerdősülő egykori legelő, a borókán és cserjéken (csipkerózsa, veresgyűrű som, egybibés galagonya) kívül láthatóan újulnak a tölgyek (molyhos kocsánytalan és kocsányos tölgy), illetve a nyugati oldalon a rezgőnyár is. A tó közvetlen környezetében sok fa található, az északi és keleti oldalon főleg molyhos és kocsánytalan tölgy veresgyűrű sommal és fagyallal, szálanként vadkörte és madárcseresznye is előfordul. A déli oldalon főleg hamvas fűz jellemző, míg nyugaton a rezgő nyár alkot egy kisebb facsoportot, a cserjeszintben csipkerózsaival és egybibés galagonyával. A víz közelében füles fűzet is találtunk. Ez utóbbi és a rezgőnyár jelenléte savanyú kémhatást jelez a tó nyugati

oldalán. A tó és közvetlen környezetének növényzettel való fedettsége: 60%, ebből 8 % eutróf hínár, amely a tómeder É-i részét összefüggően borítja. Fajai az apró békalencse (*Lemna minor*) és a keresztes békalencse (*Lemna trisulca*). A békaszőlő-hínár kiterjedése kb. 10%, a tó közepe felé jellemző. Jellemző faja a békaszőlő (*Potamogeton* sp.). A gyékényes-tavi kákással való borítottság a legnagyobb, kb. 30%, a belső ill. déli részt összefüggően borítja, zárt, erőteljes állomány elegyfajokkal jelenik meg. Fajai a széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*), parti sás (*Carex riparia*), tavi káka (*Schoenoplectus lacustris*). A magassásos kb. 10%-ban jellemző, a tó különböző partközeli részein, karakteres állományokban található. Fajai a parti sás (*Carex riparia*) és a sárga nőszirm (*Iris pseudacorus*). A harmakás-vízi hídörös vízparti növényzet borítása 1-1%, az élőhelyek jellemző fajai megtalálhatók, de nem alkotnak összefüggő csoportokat. Jellemző fajok a vízi hídör (*Alisma plantago-aquatica*), réti harmakása (*Glyceria fluitans*), mételykóró (*Oenanthe aquatica*), mocsári csillaghúr (*Stellaria palustris*).

A víz és vízpart növényzete meglehetősen diverz, a tó területéhez mérten nagyszámú élőhelyet láthatunk, és ezek jó állapotúak. Ezzel együtt azonban a nagy területet borító gyékényes és a korábbi vízfelület fölött erősen záródó egyéb vegetáció egyértelművé teszi, hogy a tó erősen feltöltődött állapotban van.

Az *Aggteleki-tó* közvetlen környezetében kevés fásszárú növény található – az északi oldalon az egykori meder területén találoztunk néhány törékeny fűzzel, illetve serevényfűzzel. A tó déli és délnyugati oldalán egy kerítés mentén egy többnyire füzekből (hamvas és törékeny, illetve talán füles fűz) álló sáv húzódik. A tó felszíni vízutánpótlását részben a kiskertek irányából kapja, a művelés láthatólag nem intenzív. Déli irányban fákkal tarkított gyeplátható, délkeletre pedig felhagyott gyümölcsös. A tó és környezetének növényzettel való fedettsége 70%, ebből 10 % az eutróf hínár, ami a vízzel borított rész jelentős hányadán megtalálható. Fajai az apró békalencse (*Lemna minor*) és a süllőhínár (*Myriophyllum verticillatum*). A nádas-gyékényessel való borítottság a legnagyobb: 15%, a tó szinte mindegyik részén előfordul és láthatóan terjed. Fajai a nád (*Phragmites australis*), széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*), pántlikafű (*Phalaris arundinacea*). A mocsárrét borítása 5%, fajai az ecsetpázsit (*Alopecurus* sp.), torzsikaboglárka (*Ranunculus sceleratus*), indás pimpó (*Potentilla reptans*), vízi peszérce (*Lycopus europaeus*). A kiszáradt iszapfelszín is jelentős területet borít (20%). Jellemző fajai a subás farkasfog (*Bidens tripartita*) és a lapulevelű keserűfű (*Persicaria lapathifolia*). Szintén jellemző a jellegtelen és taposott gyomnövényzet 20%-os borítottsága, az egykori tómeder NY-i szélén található. Fajai a réti here (*Trifolium pratense*), lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*), fodros lórom (*Rumex crispus*), pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris*), fekete üröm (*Artemisia vulgaris*), seprence (*Stenactis annua*), tatárlaboda (*Atriplex tatarica*).

A növényzet képét meghatározza a kiterjedt borítású gyomos terület és a szárazra került iszapfelszín keserűfű-farkasfog társulása. Előbbi a régi tómeder egy részének zavartságát (részben az utóbbi évek rehabilitációs munkálataihoz kötődően), vegetációs szempontból teljes jellegtelenségét jelzi. Utóbbi közösség leginkább nitrátokban gazdag, bázikus kémhatású üledékeken alakul ki (*Borhidi 2003*). Nyílt vízfelület napjainkban már nagyobb kiterjedésben látható, mint néhány évvel ezelőtt. Ám az ott található eutróf hínár és

az azt szegélyező kiterjedt nádas és gyékényes így is egyértelműen jelzi a víz előrehaladott trofitási stádiumát és bizonytalan jövőjét.

A *Tengerszem-tó* északi oldalán a lejtőn egy vízelvezető árok húzódik, ettől feljebb gazdag cserjeszintű tölgyes állomány. Az árok alatt, a tó közvetlen környezetében a gyertyán a domináns, mellette szálanként kocsánytalan tölgy és bükk, míg északkeleten a mezei juhar jellemzőbb. A cserjeszintet mogoró, bodza és csipkerózsa alkotja déli oldalon üde gyertyános-kocsánytalan tölgyes található, gyertyán dominanciával, benne szálanként rezgőnyár és mogoró. Északkelet felé haladva a völgyben az élőhely szurdokerdő jellegét ölt, gyakoribbá válik a bükk, majd kisebb foltban megjelenik a hegyi juhar és a nagylevelű hárs. A völgyaljban a tó partján közvetlenül néhány enyves éger is található. A tó és környezetének növényzettel való fedettsége: 70%, ebből jelentős kiterjedéssel bír a békaszőlő-hínár (60%), a vízfelület D-i felét összefüggően borítja. Jellemző faja az úszó békaszőlő (*Potamogeton natans*). A gyékényes kiterjedése ebben az esetben 1%, néhány méteres csoportban, még vízborítás alatt található. Jellemző faja a széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*). A patakmenti magaskórós nagyobb állománya jellemző (9%), összefüggő de keskeny sávban helyezkedik el a NY-i parton. Az itt megjelenő fajok a halovány aszat (*Cirium oleraceum*), erdei angyalgyökér (*Angelica sylvestris*), mocsári nefelejcs (*Myosotis palustris*), martilapu szádor (*Orobancha flava*), nagy csalán (*Urtica dioica*), pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*)

Az úszó békaszőlő rendkívül kiterjedt borítása és a patakparti magaskórós mutatja, hogy az átvezetett patak révén a tó vize enyhe áramlásban van. Az utóbbi élőhely megjelenése unikális, védett fajok nélkül is a terület jó állapotára utal. A tavat komolyabb antropogén hatás nem éri, zárt erdő veszi körül, mely a ritkább üde növényközösségek megjelenéséhez szükséges mikroklimát is biztosítja. Érdekesség, hogy a NY-i oldalon a meredek part miatt gyakorlatilag teljesen hiányzik a vízparti növényzet, az erdei aljnövényzet fajai a vízfelület határáig húzódnak. A jelenlegi feltételek fennállása mellett a tó vegetációjának jövője biztosítottnak látszik.

III. 5. ÁLLATVILÁG

A területen található természetes és mesterséges tavakról is készültek felmérések, a faunisztikai adatok azonban részletesebbek. A Szlovákia területén találhatóakat többször átvizsgálták (*Košel 1994*).

A *Gyökérréti-tavon* 1973-ban, 1979-ben, 1984-ben és 1990-ben történt ilyen felmérés, amelyek alapján megállapították a víz szintjének csökkenését és a makrovegetáció jelentős terjedését. A tartósan itt élő vízi állatok közül a piócákat és a haslábúakat említik. Hét piócafajt jegyeztek fel, ezek közül némelyiket csak az 1. időszakban (1973, 1979), pl. *Hemiclepsis marginata*, *Erpobdella nigricollis*. Az teljes időszakban leggyakoribb faj az *Erpobdella octoculata* (150-358 db/óra kézi gyűjtéssel). A többi faj ritkább: *Helobdella stagnalis*, *Theromyzon tessulatum*, *Haemopsis sanguisuga*, *Hirudo medicinalis*. Szegényes a vízi puhatestűek faunája: a teljes időszakban csak két haslábú fajt találtak: *Lymnaea*

auricularia, Acroloxus lacustris. Rendszerint a vegetáción fordulnak elő. A mohaállatok (Bryozoa) közül nagyobb kolóniát találtak 1973-ban a Plumatella repensből. Bizonyíték van rá, hogy halak is előfordultak a tóban: 1973. 10. 26-án kárászt (Carassius carassius) találtak jégbe fagyva 45 mm-es testhosszal.

A *Büdös-tónak* limnológiai szempontból wetland illetve mocsár jellege volt. Labilis a vízszintje és előfordulnak víztelen időszakok. Az alja nagyrészt vegetációval benőtt (Typha, Sparganium). A tavat kutatták 1974-ben, a Domic- és a Baradla-barlangba való vízi fauna bekerülésével összefüggésben (Košel 1975), ezután 1984-ben és 1990-ben zajlott faunisztikai felmérés. Itt is piócákat és haslábúakat találtak a tartósan itt élő vízi állatok közül. A 6 piócafaj közül a leggyakoribb az Erpobdella octoculata és a Glossiphonia complanata, a többi faj kis számban fordult elő: Helobdella stagnalis, Theromyzon tessulatum, Erpobdella lineata, Haemopis sanguisuga. A haslábúak közül gyakori a Planorbis planorbis és a Segmentina nitida, alkalmanként Physa acutát és Acroloxus lacustris is feljegyeztek. A puhatestűek közül Pisidium obtusale (Lisický 1991), a mohaállatok közül kis növésű Plumatella repens-t találtak.

A *Lucskai-tó* méretben a legkisebb és hiába rendelkezik tápláló forrással, ez mégsem elég arra, hogy állandó legyen a vízszintje, így nyárra mindig kiszárad, mocsaras karakterű. A tavat 1973-ban, 1979-ben és 1984-ben vizsgálták. Változatos faunájú, az egyes fajok azonban nem fordulnak elő nagy számban. A piócák közül a leggyakoribb az Erpobdella octoculata a lenti részben, a hozzáfolyásnál Erpobdella monostriata. A többi faj ritka: Helobdella stagnalis, Theromyzon tessulatum, Glossiphonia heteroclita (1984.07.26.: 1 db, Szlovákiában a legnagyobb előfordulás), Haemopis sanguisuga. Tekintettel a kis területre figyelemreméltó a puhatestűek fajösszetétele: a tó melleti forrásban Sadleriana pannonica él (magasság: 3,9 mm, Szlovákiában a legnagyobb előfordulás), ugyanebben a tóban 1979-ben a Lymnaea peregra (85 db), Armiger crista (43 db) és Anisus leucostomus (35 db) bőséges előfordulását észlelték. 1984-ben a L. peregrának csak néhány egyedét találták. Kis számban feljegyeztek Acroloxus lacustris és alkalmanként Lymnaea auriculariát is (1984: 4 db). Az agyagos aljzatban nagy számban él a Pisidium casertanum és a Sphaerium lacustre.

Az *Aggteleki-tó* élővilágát igen szegényesnek mutatták be, amit a kopár és zavarásnak kitett környezetével, a település közelségével és a közeli országúttal magyaráznak (Varga et al. 1998). Sokkal gazdagabbnak írják le az aggteleki barlangbejárat közelében mesterségesen kialakított tavak faunáját.

A *Vörös-tó* élővilágát a kezdetekben gazdagnak minősítették, az 1950-es években végzett szitakötőgyűjtések során több ritka faj is élt itt (Coenagrion scitulum, C. vernale), amelyek a későbbi gyűjtések során eltűntek (Varga et al. 1998, Huber 2006). A tó környéke korábban Jósvalő egyik csordalegelőjéhez tartozott, kondát is hajtottak ki ide. A leírás szerint emiatt és a gazdák közbeavatkozása révén a víz minősége jó volt, a feltöltődése pedig lassú, mert ilyen módon az ehhez hozzájáruló növényzet nem tudott elterjedni. A 2000-es évek elejére a tó növényzetét mocsári jellegűnek írták le, degradálódott környékkel (Varga et al. 1998).

A *Tengerszem-tó* élővilágát az elvártnál szegényesebbnek találták, aminek okát abban látták, hogy a turistaforgalom és a szálloda révén a tóba sok szennyezés került. A helyzet különösen akkor volt rossz, amikor a tó felett kemping is üzemelt, szennyvize pedig a tóba

került. Ekkor nyaranta a tóban algásodás és vízvirágzás volt jellemző és sok faj elpusztult. Az 1960-as évek elején a tóban még fürge cselle (*Phoxinus phoxinus*) és pisztráng (*Salmo trutta fario*) is élt, valamint szivárványos pisztrángot (*S. gairdneri*) is telepítettek (ez utóbbit nem kívánatosnak írják). Ezenkívül itt is gazdag volt a szitakötő állomány, néhány ritka fajjal (pl.: *Chalcolestes viridis*). Ehhez képest az 1990-es évek során végzett felmérések során itt is, mint a Vörös-tó esetében, már csak kevés és országosan is gyakori fajt találtak. A tó vízipoloska-, vízibogár- és tegzesfaunáját is szegényesnek írják le. A jobb röpképességű fajok azonban meg tudnak telepedni, ezért található a tóban hanyattúszó poloska (*Notonecta glauca*), vízikorpió (*Nepa rubra*), széles merülőbogár (*Cybister laterimarginalis*) és néhány másik csíkbogár- és csíborfaj. A tó kételtű faunáját is kevésbé találták változatosnak, megemlítik a tavi békát (*Rana ridibunda*), gyepi békát (*R. temporaria*), illetve a környező hűvös, nedves erdők nagyszámú szalamandra-állományát (*Salamandra salamandra*). A madárfajok közül leírják a fokozottan védett vízirigó (*Cinclus cinclus*), a hegyi billegető (*Motacilla cinerea*) és időnként a jégmadár (*Alcedo atthis*) előfordulását is (*Varga et al. 1998*).

III. 6. A TAVAK KELETKEZÉSE

A Gömör-Tornai-karszt állóvizeinek keletkezése elsősorban vakvölgyek végződéseihöz, ezenkívül víznyelőkhöz, töbrökhöz, esetenként sáncokhoz, illetve ezen mélyedések vízzáró altalajjal való eltömődéséhez köthető (*Kunský 1939, Gaál 2010, Barančok 2001, Kilik 2010, stb.*). A vakvölgyek a karsztosodó és nem karsztosodó kőzetek határán keletkeznek, ez jellemző a Szilicei-fennsík területén, amelyet a Szilicei-takaró kőzetei építenek fel. Ezek a kőzetek szinklinálisokban és antiklinálisokban váltakozva jelennek meg (*Schréter 1925-28, Jaskó 1935, Janáček 1940, Kunský 1939, Roth 1939, Móga 2001, Gaál 2010*). „A fennsík felépítésében szerepet játszó jól karsztosodó mészkövek, gyengébben karsztosodó dolomitok és nemkarsztosodó egyéb kőzetek változatos megjelenése lehetőséget nyújt a szerkezet és kőzetfelépítés karsztos felszínformák kialakításában játszott szerepének tanulmányozására, és az általuk meghatározott vízhálózat sajátosságainak vizsgálatára” (*Móga 2001*).

Az állóvizek keletkezése a vakvölgyekben úgy történhet, hogy a felszín alatt kicsi a lejtés vagy a végződés rosszul kommunikál a földalatti tározóval, ami a vakvölgy záródásánál aggrádációhoz vezethet. Tehát a víz megtartása és ezzel a tóvá alakulás a vakvölgyek záródásánál a morfológiai fejlődés eredménye, amelyet meghatároz a felszín alatti rendszerrel való kommunikáció (*Kunský 1939*). Igazi karsztos peremtó a területen a *Büdös-tó*, az *Aggteleki-tó* és a néhai *Csernai-tó*, ezek a Szilicei-fennsík D-i peremén helyezkednek el és esetükben a mészkőtömeg a fiatal nemkarsztos közethordalék alá bukik. Tőlük ÉK-re található a *Gyökérréti-* és a *Lucskai-tó*, amelyek esetében a tófenék a mészkő és a nemkarsztos altalaj határán fekszik, amely itt antiklinális gerinc formájában lép a felszínre (*Kunský 1939*). A *Papverme-tó*, amely a Gyökérréti-tó tükörképe egy periglaciális vakvölgyet tölt ki (*Gaál 2010*).

A dolinató egyetlen példája a területen a *Vörös-tó*, amely az egyedüli olyan állóvíz, amelynek a medrét teljes egészében mészkő veszi körül. A tó megléte egészen egyedülálló, egyrészt az eltömődése miatt, amely sok többor esetében nem tökéletes és csak ideiglenes, másrészt pedig azért, mert felszín alatti vízutánpótlás nélkül is fenn tudott úgy maradni, hogy a karsztos vegetációnak igen nagy a vízigénye (*Krajina 1936*) és a tónak nem túl nagy a vízgyűjtő területe. A Vörös-tóval bővebben *Sawicki (1909a,b)* foglalkozott.

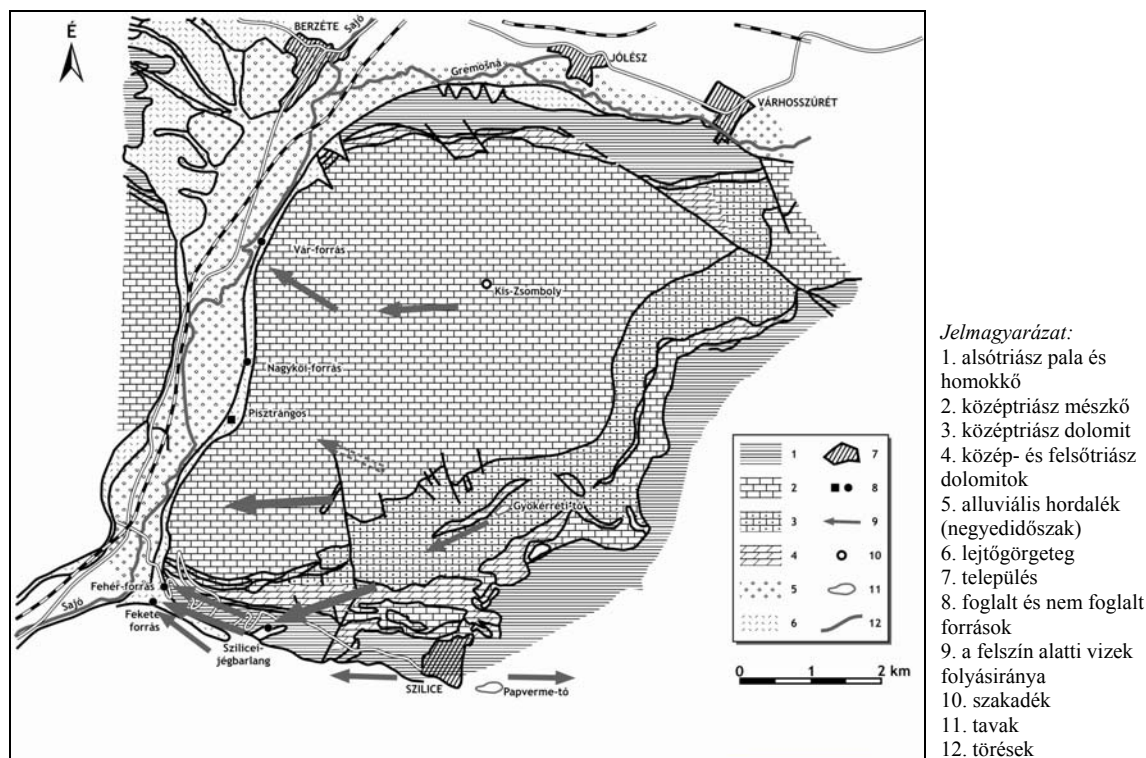
A Domic-Baradla rendszer egyes ágainál található a *Vörös-tó*, az *Aggteleki-tó*, a megszűnt *Csernai-* és a *Büdös-tó*, valamint a jósvalói kijáratnál található *Tengerszem-tó*.

A *Gyökérréti-tó* a karsztos peremtó tipikus példája, Szilicétől É-ra található, werfeni és alsó triász kőzetek és közép triász guttensteini mészkő geológiai határán (*Barančok 2001*). A tó időnként kitölti az eltömődött vakvölgyet. A tótól É-ra található a víznyelő, amely egyrészt a tó vízszintjét szabályozta, másrészt pedig a tó alatt elhelyezkedő barlang bejárata. (*Gaál 2010*). A barlangot 1985-ben tárta fel Stankovič 1189 m hosszúságban. A tó paraméterei 1939-ben *Kunský* alapján: tfm.: 588 m, 1,22 ha.

Gaál (2010) a Fábán-szögre és környékére hívja fel a figyelmet, mint a karsztfennsík egy különleges részére, hiszen mindkét lábánál kis tavak, a D-i részén pedig vizenyős rétek találhatóak. Ennek a jelenségnek geológiai oka van, mert a Fábán-szögön keresztül egy agyagpalából és homokkőből álló összlet húzódik, amelyek az ún. werfeni rétegek. A mészkő É-on néhány m-rel, D-en pedig néhány 10 m-rel az agyagpalából felépülő hegy lába fölé emelkedik. Az agyagpalán a csapadékvíz lefolyik és magával sodorja az agyagásványokat, amelyek eltömik a karsztos hasadékokat, így ott megáll a víz. Így jött létre a *Gyökérréti-tó* is, amely a Fábán-szög ÉNY-i lábánál helyezkedik el (*Gaál 2010*). A tó mellett ásott kutak is találhatóak, az egyiket régen áshatták, falait fával erősítették (*Gaál 2010*), a másik ettől kb 10 m-rel távolabb található, 1939-ben ásták és kövel rakták ki. A tó vizének mennyisége folyamatosan ingadozik, többször ki is száradt (pl. 1950-1951), forrás nem táplálja, vízmennyisége az évi csapadékmennyiségtől függ, ami itt kb. 700 mm. Sokáig a karszt legnagyobb tavaként tartották számon, pl. *Borovszky (1904)* „nagyterjedelmű tóként” említi, amelyet „tengerszemnek tartanak”.

A *Papverme-tó* karsztos peremtó, amely egy periglaciális vakvölgy víznyelőjét tölti ki az ún. Papverme térségében. A Fábán-szög DNY-i lábánál, Szilice község DK-i peremén helyezkedik el, a faluhoz képest alacsonyabb tengerszintfeletti magasságban. Létrejöttébe a helyi horgászok is besegítettek, amennyiben az 1950-es években homokzsákokat dobáltak a víznyelőbe. 490 m-es tengerszint feletti magasságban fekszik. A régi víznyelő nyílása 23 m-rel a tó felett található, ez a szilicei Rókalyuk-zsomboly (*Gaál 2010*). Területe 2,5 ha, átlagos mélysége 1,85 m, legmélyebb pontja kb. 2,46 m. Legnagyobb hosszát NY-K irányban éri el. Közvetlenül mellette ÉNY-ra egy mezőgazdasági telep helyezkedik el, ahonnan egy befolyás érkezik a tóba. A tó É-i és NY-i oldalán rét, D-i oldalán erdő, a K-i oldalán pedig szántóföld található. A tó mellett elhaladó földút Szilicét a szomszéd faluval összekötő út, így ide az autósforgalomnak is szabad bejárása van. A tavon intenzív horgásztevékenység zajlik, ennek következtében jelentős az elszórt hulladék mennyisége is. *Gaál (2010)* és *Kilik (2010)* szerint a mezőgazdasági szövetkezetből befolyó víz már régebben is szennyezte a tavat és ezen

keresztül a Szilicei-fennsík egyik legkiterjedtebb vízrendszerét, amennyiben a tó a Szilice-Gombaszögi hidrológiai rendszer részét képezi (2. ábra).



2. ábra: A Szilice-Gombaszögi hidrológiai rendszer földtani térképe (Orvan 1980 és Tereková 1984 nyomán)

A Fekete-patak, amely a Fekete-forrásból ered, a fő vízfolyás, amely az Ardói hidrogeológiai rendszer É-i részén a Szilice-Gombaszögi hidrológiai rendszerből elvezeti a vizet (Kilik 2010). Vízugyűjtő területéhez tartozik még a Nyírsári-rét (Mokré lúky) és a Vörös-patak (Červený potok) vakvölgye (Bella 2003). A Papverme-tó irányából a víz a Szilicei-jégbarlangon keresztül folyva éri el a Gombaszögi-barlangot és bukkan a felszínre a Fekete-forrásban (Tereková 1984, Cílek 1996, Gaál, Vlček 2009, Kilik 2010, Gaál 2010). Az 1960-as években a Papverme-víznyelő tömitése fellazult, a víz eltűnt a tóból, a bűzt pedig a Gombaszögi-barlangban is érezni lehetett. A Szilicei-jégbarlangban több irányból is érkező karsztvizek találkoznak. A barlangban É-ről felszínalatti vízfolyás jelenik meg, amely valószínűleg a Szilice melletti víznyelő irányából érkezik: itt vízfestéses nyomjelzést csináltak (Stankovič, Horváth 2004). A Szilicei-jégbarlangot és a Gombaszögi-barlangot is nemzeti természeti értéké nyilvánították 1996-ban. A Papverme-tónál kezdődő vízrendszer a jégbarlangig 2 km-t tesz meg, majd ezután még 3 km-t a Gombaszögi-barlangig, a két barlang közti szintkülönbség 170 m (Gaál 2010). Ehhez a rendszerhez kapcsolódik még a Szilicétől DNY-ra található Vörös-kői ravaszlyuk vize is, amelynek szintje 7 m mélyen fekszik. A Szilice-Gombaszögi barlangrendszer oldalága valószínűleg a Vöröskői karsztos vakvölgye, amely Szilicétől D-re helyezkedik el. Itt a felszíni víz a Vöröskői-víznyelőn keresztül távozik a mélybe és a Gombaszögi-barlangnál tör a felszínre (Stankovič, Horváth 2004). Ezen a karsztvölgyön keresztül megy a gáz- és az olajvezeték, az egész terület antropogén

tevékenység által erősen zavart (Kilik 2010). A Gombaszögi-barlang D-i ágára csatlakozik a Borzovától ÉNY-ra található Nyírsári-zsomboly nyelőjének vize is. Ehhez a rendszerhez kapcsolódik továbbá a Nyírsár környékén található néhány zsomboly, pl. a Nagy-Nyolcadik-nyelő és a Garlik-zsomboly, de az É-abbra nyíló Csókás-zsomboly és a Városi-zsomboly is (Gaál 2010).

A Vörös-tó (~0,77 ha, tfm.: 319 m (Kunský 1939), átlagos mélység: 156 cm) Jósvafőtől DNY-ra egy vörösfűvel elterjedt víznyelőben a Somos és a Láz tető között helyezkedik el. A tó viszonylag természetes körülményeit csak a fölőtte elhaladó jelentős forgalmat lebonyolító műút zavarja meg. A tó vízutánpótlása csapadékból történik közvetlen és közvetett úton. Ez utóbbi alatt a műútról és a Vörös-tói bejárat tetejéről csapadékelvezető segítségével a tóba bevezetett vizet értem, amelyet az Aggteleki Nemzeti Park alakított ki 2005-ben (Huber 2006). 2001-ben a tavat az előrehaladott feltöltődési stádiuma és ennek káros következményei miatt az ANP Igazgatósága kikotortatta.

A Kender-tó (~0,4 ha) Aggtelek-től DK-re található. Ennek a tónak a környezete mondható a legtermészetesebbnek, mert közvetlen környezetében erdő, illetve legelők találhatók, ezt követően kezdődnek csak a szántóföldek, alacsonyabb térszínen. Ma már csak a környéken legelő csorda és a vadállatok használják ivóvízforrásként. A tó vízutánpótlása kizárólag csapadékból közvetlen úton történik.

Az Aggteleki-tó Aggtelek ÉK-i határában helyezkedik el, ez a tó kitett leginkább az antropogén hatásnak. Területe az utóbbi 20-25 évben legalább a negyedére csökkent (Kunský 1939: 1,13 ha, tfm.: 356 m, ma: ~0,3 ha). Barančok (2001) alapján korábban a tó relatíve hosszú időn keresztül képes volt szabad vízfelületét megőrizni. A tó D-i oldalán műút húzódik, NY-i oldalán kiskertek, É-ről pedig lakóházak övezik. K-i oldalát a Tó-hegyi karmező zárja le. Vízutánpótlása szintén csapadékból származik közvetlen és közvetett úton (hozzáfolyás a műútról, a Tó-hegyről, valamint a falu felől).

A Tengersizem-tavat mesterségesen hozták létre 1939-ben Jósvafőtől É-ra a Baradla-barlang jósvafői kijáratánál a Jósza-forrás elgátolásával. Célja a barlang áramellátásának biztosítása (Jakucs 1977, Juhász, Salamon 2006). A tó közvetlen vízbevételi forrása tehát a Jósza-forrás, amely aztán Jósza-patakként tovább folyik Jósvafő irányába. Jakucs (1977) leírja, hogy a Tengersizem-tó nyílt vízfelszíne már csak 1/3-a az eredeti méretének, mert a gát rengeteg (több tonnányi) iszapot és homokot tart vissza, külön kiemeli ebből a szempontból az 1955-ös aggteleki nagy árvizet.

Nagyobb és intenzívebb esőzésekkor némely vakvölgyben vagy periglaciális völgyben időszakos tavacsák is képződnek, ilyen időszakos tavacska pl. az alsó-hegyi Acskó-rét tava, amely vízutánpótlását az Acskó-forrásból kapja. Ez a tó felszíni lefolyással nem rendelkezik, nagy kiterjedésű mélyedés, északi peremén fakad az Acskó-kút vize. A csapadékvizek a déli peremén lévő víznyelőben tűnnek el, és a szögligeti Csörgőforrásban lépnek ismét napvilágra (Dénes 1993). Hirtelen zápor, vagy hóolvadás esetén azonban a korlátozott nyelőkapacitás miatt (ami feltehetőleg a nagyfokú feltöltöttség eredménye) a mocsár helyén egy tó keletkezik. Szintén időszakos jellegű a Lucska község melletti Álom-tó (Lúčanské jazierko) (0,17 ha). Stárka (1959) a Pelsőc melletti Biki-tóról ír, amelyet azonban az 1939-es szerzők

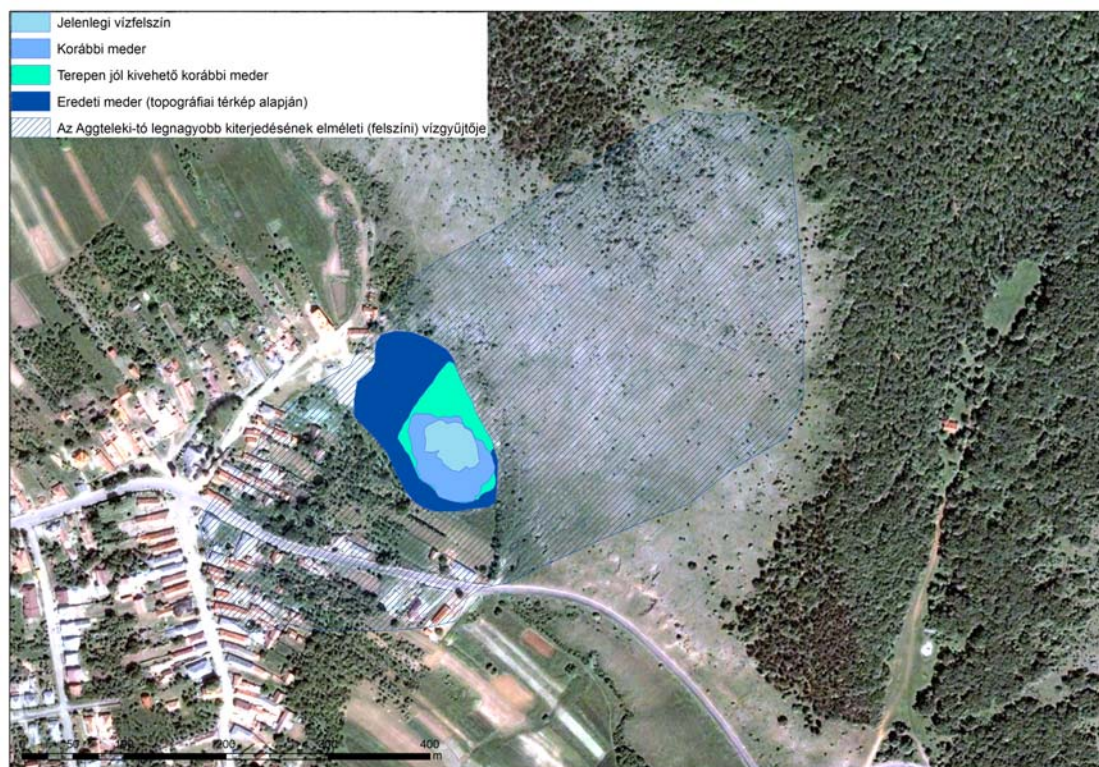
egyáltalán nem említene, viszont a K-Szlovákiáról írott monográfiában védett természeti képződményként utalnak rá (*Jurko et al. 1967*).

Ezek között a tavak között megemlíthetjük még a *Derenki- és a Szögteleki-tavakat* is, amelyek szintén víznyelők eldugulása révén jöttek létre. Hasonló a fentiekhez a *Teresztenyei-fennsík dolina tava*, amelyet *Jaskó (1933)* kézzel rajzolt tömbszelvényen ábrázol. Teresztenye és Égerszög között található a Keserű-tó (Tó lápa), amelyen keresztül 1954 nyarán a Teresztenyei-barlang feltárását kísérelték meg, 40 m feltárás után viszont elakadtak (*Balázs 1974*). A *Büdös-tó* (Smradl'ové jazierko), amely agyag, kavics és középtriászi mészkövek határán helyezkedett el Domica mellett, ma már megszűntnek tekinthető. Hasonló geológiai helyzetben volt a *Csernai-tó* is (Domica és Aggtelek között), amely már jó néhány évtizede megszűnt. A *Kardos-tó* ma már szintén csak egy mocsaras, wetland karaktereket mutató élőhely, a tó jellege legalább egy évtizede eltűnt. A helyiek elbeszéléséből tudunk egyéb kisebb tavacsokról is, mint pl. a *Nádas-tó*, vagy a *Sárga-tó*, mindkettő Aggtelek D-i határában volt jelen.

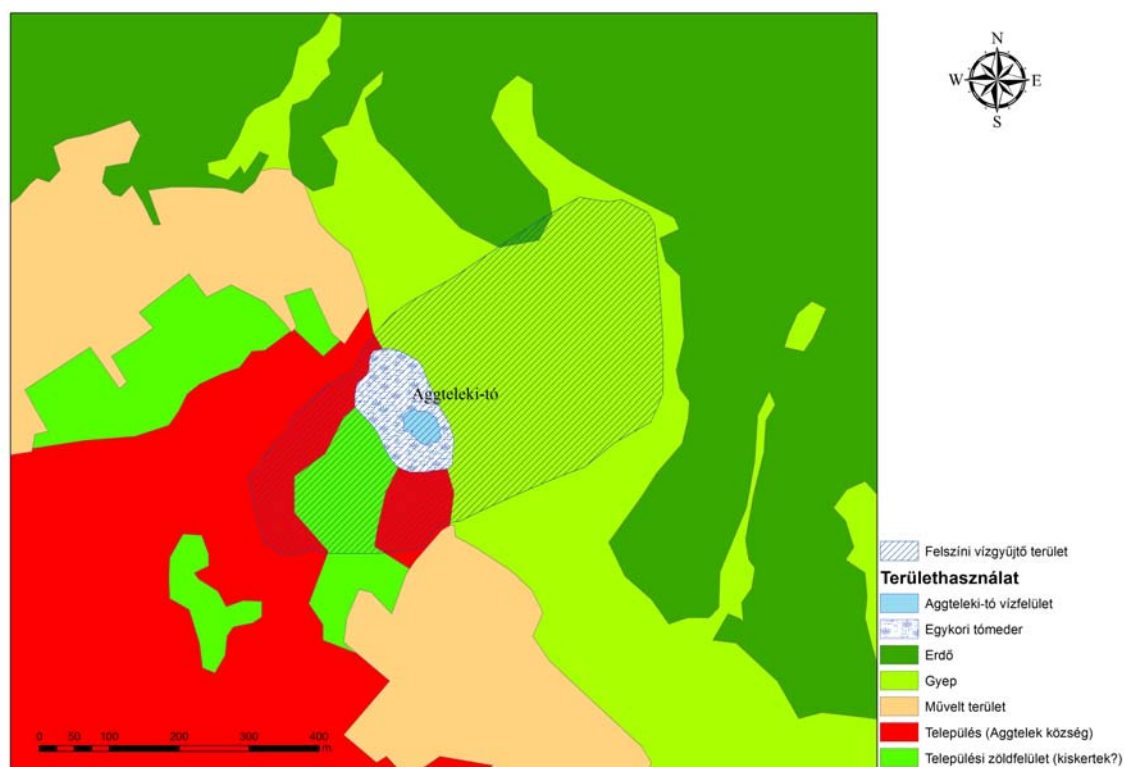
A területen több mesterséges tó is található, (a jósavői *Tengerszem-tó*, az aggteleki mesterséges tavak, a *Ménes-völgy tava*), ezekkel azonban a tanulmány terjedelmi korlátok miatt nem foglalkozik.

A Papverme-tó, a Gyökérréti-kutak, valamint az Aggteleki-tó vízminőségének alakításában a közvetlen környezetében történő tájhasználat is jelentős szerepet játszik. Térképen ábrázoltam az egyes tavak vízgyűjtőit és a jellemző tájhasználatot, ami a CLC 1990 és a CLC 2000 (Corine Land Cover: 1:100000) alapján nem változott 1990 óta (az ábrákat Tanács Eszter készítette). Azonban, mivel a felbontásuk, illetve a domborzatmodell felbontása (30 m) nem elég részletes, így ezek az ábrák egyelőre tájékoztató jellegűek. A 3. ábrán az Aggteleki-tó vízgyűjtője, valamint a meder kiterjedésének folyamatos csökkenése látható (a korábbi medrek határvonalát terepi mérésekkel vettük fel). Az 4. ábrán az Aggteleki-tó körül jellemző tájhasználatot ábrázoltam.

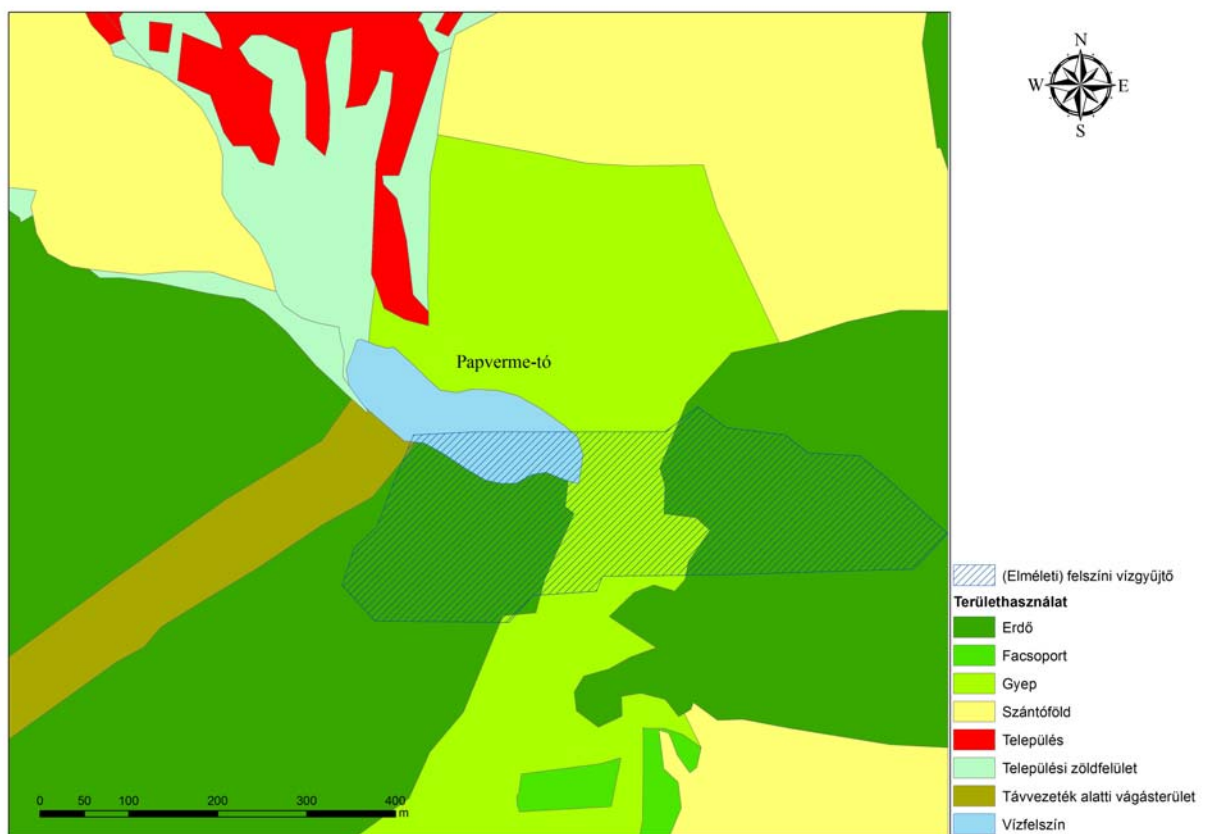
A 5. ábrán a Papverme-tó látható – a vízgyűjtő-ábrázolása elméleti, mert a domborzatmodell nem számolt a különböző (mesterségesen kialakított) befolyásokkal, amelyek É-i és ÉNY-i irányból érkeznek a tóba. A 7. ábrán a Vörös-tó és vízgyűjtője látható – természetes környezetben és végül a 8. ábrán a Tengerszem-tó, amelynek az egész elméleti vízgyűjtője erdősült.



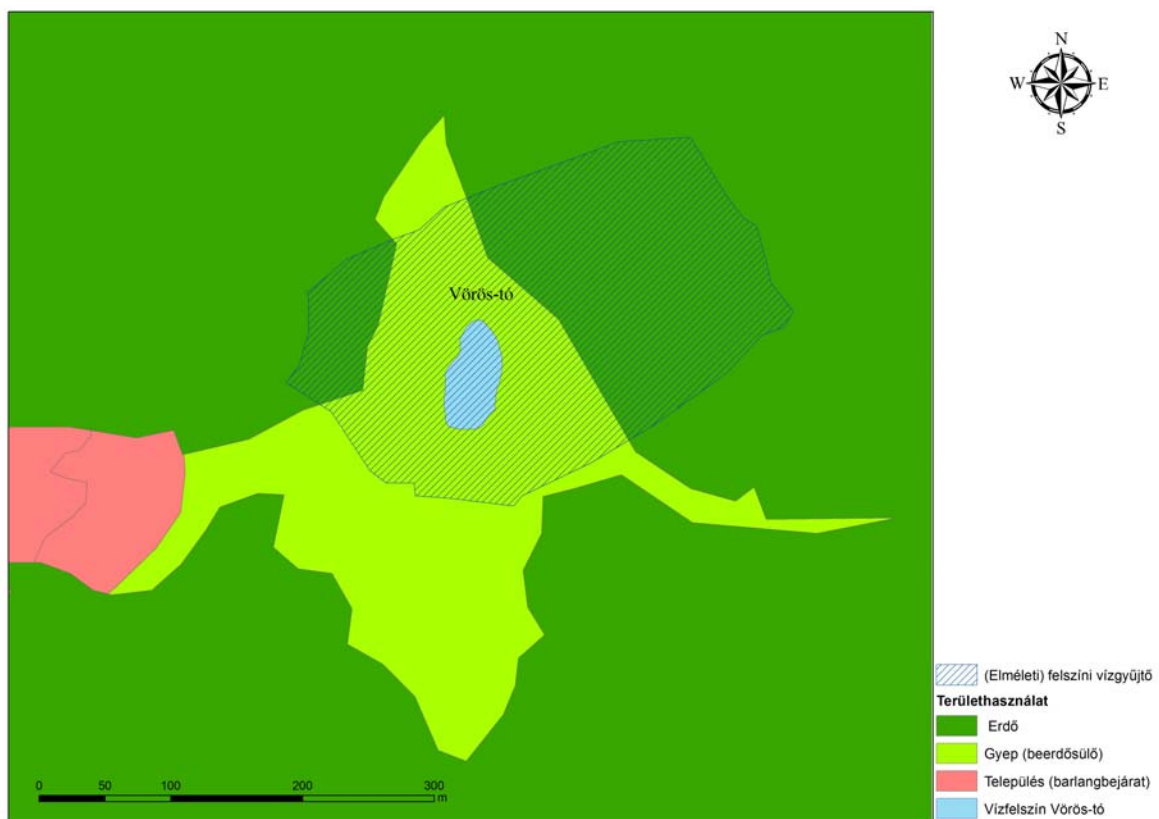
3. ábra: Az Aggteleki-tó mederkiterjedésének változása és vízgyűjtője



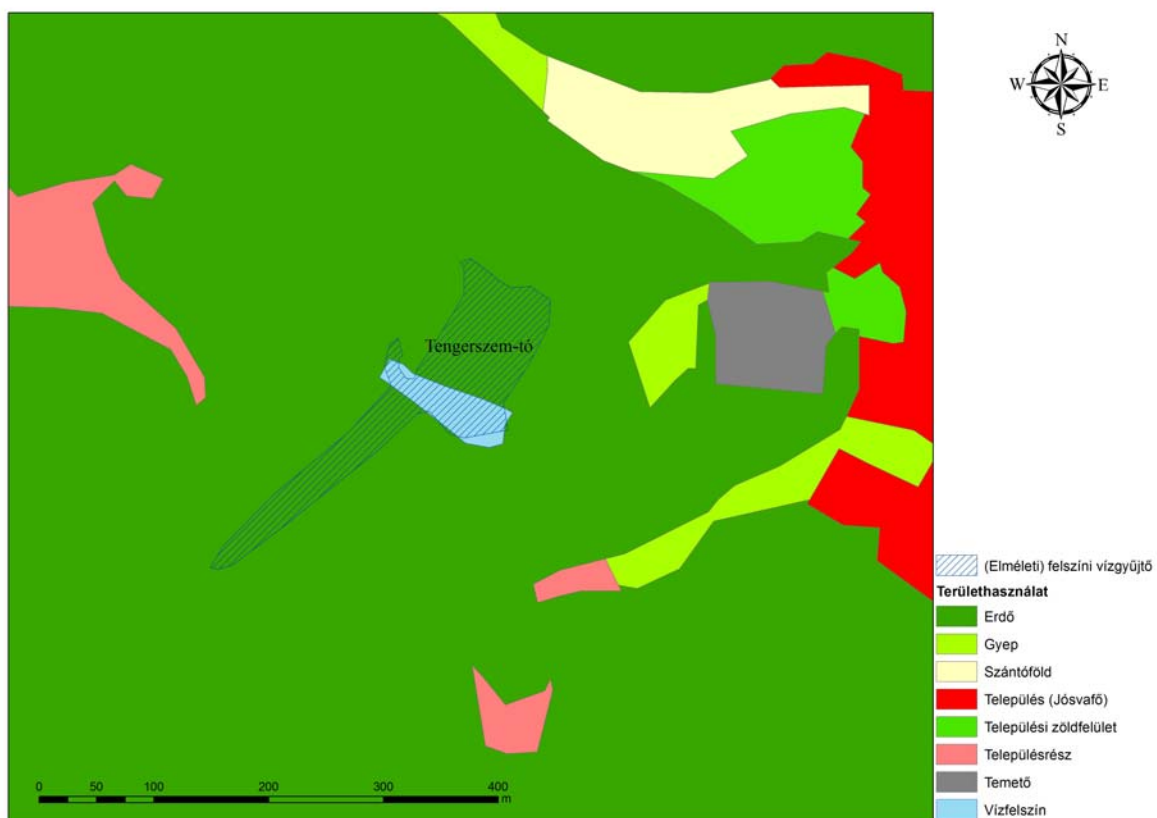
4. ábra: Az Aggteleki-tó környezetében jellemző tájhasználat



5. ábra: A Papverme-tó környezetében jellemző tájhasználat és az elméleti vízgyűjtője



6. ábra: Tájhasználat a Vörös-tónál



7. ábra: Tájhasználat a Tengerszem-tónál

IV. MÓDSZEREK

IV. 1. TÖRTÉNETI ELEMZÉS

A tavak történetét és a tájhasználatot különböző térképfelvételek alapján vizsgáltam (I., II., III. katonai térképezés, Vass Imre térképe (1829), Google Earth). Ezenkívül a témához kapcsolódó szakcikkeken túl az Aggteleki és a Szlovák Nemzeti Park archívumaiban található anyagokat is értékeltem, amit a helyiek, illetve szakemberek szóbeli közlései alapján kapott információkkal egészítettem ki.

IV. 2. MINTAVÉTELI MÓDSZEREK

A vízmintavételezést havi rendszerességgel végeztem 2008 és 2010 között a téli hónapok kivételével. A vizsgálatban a Papverme-tó (Szilicei-fennsík, Szlovákia), a Vörös-tó, az Aggteleki-tó, a Kender-tó és a Tengersizem-tó szerepeltek. A mintavételi helyeket a partközeli részeken jelöltem ki, mivel tavak esetében a vízminőség szempontjából a parti régió meghatározó (*Bardóczyné, Szabó 2007*). A mintavételi helyeket 4, illetve kisebb tavaknál 2 égtáj irányában rögzítettem. Ezenkívül mintát vettem onnan, ahol valamilyen befolyás éri a tavakat, illetve ha valamilyen kifolyás történik belőlük. A Papverme-tó esetén közepéről is gyűjtöttem mintákat. Ez alapján ennél a tónál 8 mintavételi pontot jelöltem ki, ebből 7 felszíni átlagminta + 1 mélyebb rétegből származó. Mintákat vettem még a Szilice-Gombaszögi-hidrológiai rendszerhez a Papverme-tavon kívül hozzátartozó Fekete-forrásból és a Gyökérréti-kutakból is, ezenkívül a Tengersizem-tó mellett a befolyó Jósva-forrásból és a Jósva-fő irányába tovább folyó Jósva-patakból is.

Üledék-mintavételezést évente egyszer végeztem, a mintavételi pontok kijelölése, ahol ez megoldható volt, a vízmintavételi pontok közelében történt. A minta típusa: felszíni, kevert minta. A talaj-mintavételezés 2008-ban történt az üledékhez hasonló elvek alapján.

A IV/1. mellékletekben ábrázoltam a vizsgált víztesteket, a talaj- és vízmintavételi pontokat.

IV. 3. A VÍZMINŐSÉG ÉRTÉKELÉSE

A vízminták esetében a következő paramétereket mértem (technikai és egyéb okok miatt nem mindegyiket az 1. időponttól kezdve és közben is történt kimaradás): oldott oxigéntartalom (o.O_2 mg/l), oxigéntelítettség (O_2 %), permanganátos kémiai oxigénigény (KOIps), NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , összes foszfor (ÖP), NH_4^+ , a-klorofill, kémhatás (pH), Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Fe, Mn, HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , vezetőképesség (G), levegő és víz hőmérséklet (T_{lev} , $T_{\text{víz}}$), átlátszóság, zavarosság, mélység, légnyomás, keménység, alkalinitás.

A vízminőség értékelése az *MSZ 12749:1993* sz. szabvány szerint történt, ez 5 vízminőségi kategóriát különít el, ezek: kiváló (I.), jó (II.), tűrhető (III.), szennyezett (IV.), erősen szennyezett (V.). A vízminősítést 3 paramétercsoport alapján végeztem: 1. csoport: az oxigénháztartás mutatói – ezen belül: oldott oxigéntartalom, oxigéntelítettség, kémiai oxigénigény. 2. csoport: a P-N háztartás mutatói – ezen belül: nitrát, nitrit, ortofoszfát, összes foszfor, ammónium, a-klorofill. 3. csoport: egyéb paraméterek – ezen belül: kémhatás, vas- és mangántartalom.

Az ökológiai vízminősítést *Felföldy (1974)* és *Dévai (1992)* alapján végeztem el. A biológiai vízminősítés 4 kategóriája közül a halobitást, a szaprobitást és a trofitást értékeltem.

A halobitást a vezetőképesség, a szaprobitást a permanganátos kémiai oxigénigény, a trofitást az a-klorofill és az ortofoszfát-tartalom alapján értékeltem. A trofitási fokot OECD (1982) kategóriákban is feltüntettem. A víztér-tipológiát *Dévai (1992)* alapján készítettem el.

IV. 4. HELYSZÍNI ÉS LABORATÓRIUMI VIZSGÁLATOK

A helyszíni vízvizsgálatoknál a kémhatást és a vezetőképességet WTW pH/Cond 340i műszerrel, az oldott oxigén mennyiségét és a víz hőmérsékletét Hach Lange termolumineszcenciás oldott oxigénmérővel mértem. Az átlátszóság mértékét Secchi-koronggal, a zavarosságot Thermo Orion AQUAfast típusú turbidiméterrel, nefelometriás módszerrel határoztuk meg. A laboratóriumi mérések közül az ortofoszfátot, összes foszfort, nitrátot, nitritet és az ammóniumot Fia Star 5000 készülékkel mértem. A kémiai oxigénigény az *MSZ 448-20:1990* szabvány szerint határoztuk meg. A kationok (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , Na^{+} , Fe, Mn) mérését Perkin Elmer 3110 atomabszorpciós és emissziós spektrofotométerrel végeztem el.

A Cl^{-} mérés az *MSZ 448-15:1982* alapján, a SO_4^{2-} meghatározása turbidimetriás módszerrel a 'Kézikönyv karsztvíz-analízishez' (*Krawczyk 1996*) szerint történt.

Az a-klorofill-tartalmat 2009-ben az Észak-magyarországi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség határozta meg.

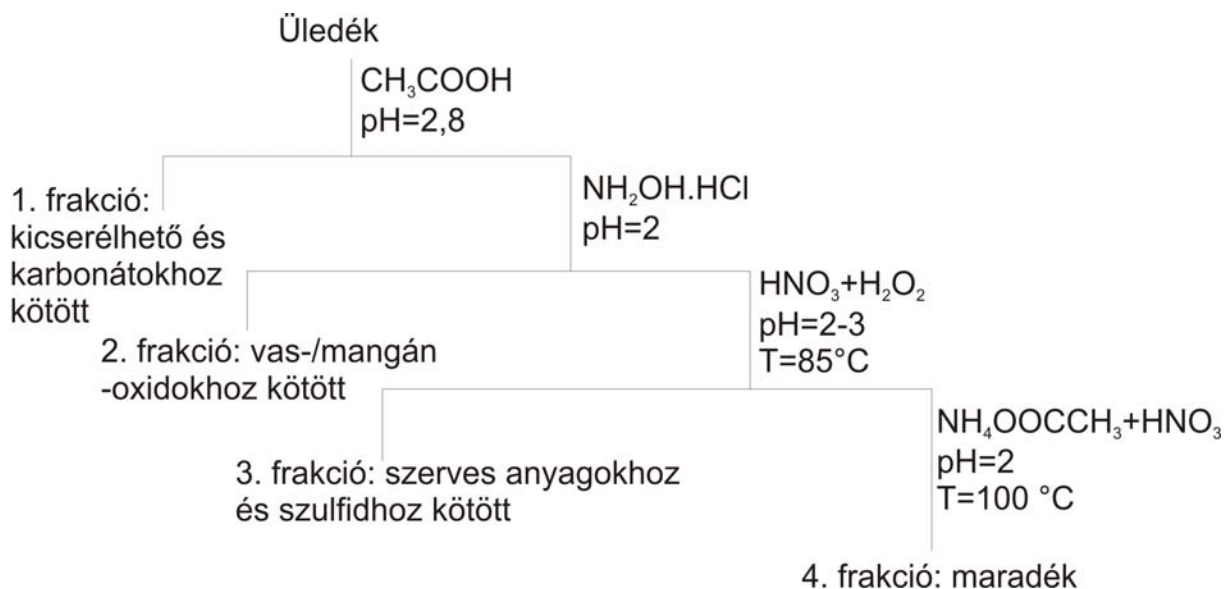
A korábbi adatok szlovák kutatóktól származnak, akik a méréseiket az adott időben szlovákiai akkreditált laboratóriumban végeztették. A szlovák szabványok és az általunk használt módszerek összehasonlítása után a módszerek a következő paraméterek esetében egyeznek: pH, vezetőképesség, alkalinitás, keménység, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe, Mn, KOIps. Nem egyezők a módszerek a nitrát és az ammónium-ion meghatározása esetén, illetve nincsenek biztos információink az a-klorofill, a foszfor-formák, a szulfát, a nátrium, illetve az oxigéntelítettség esetében. Ezért az adataim ez utóbbiakkal való összevetése tájékoztató jellegű.

Az üledékből mért paraméterek a kémhatás, összszótartalom, szárazanyag-tartalom összes nitrogén, összes foszfor, foszfát, nitrát, ammónium, szénsavas mésztartalom, nehézfémek (Cu, Ni, Co, Cr, Cd, Pb, Zn), szervesanyag-tartalom. Ezenkívül egy alkalommal a 2009-ben vett tavi üledékmintákból szekvenciális kioldást készítettem a nehézfémekre az

Ure et al (1993) által közzétett és Bódog et al (1996) által továbbfejlesztett módszer felhasználásával. A feltárás lépéseit és a felhasznált vegyszereket az 8. ábra szemlélteti.

A frakciók leírása (Fytianos, Lourantou 2003) alapján a következő:

1. frakció: Kicserélhető. Az ehhez a frakcióhoz kötődő fémek gyenge adszorpcióval kötődnek az üledékrészecskékhez. Az adszorpciót-deszorpciót inkább az ionerősség változása befolyásolja a vízben vagy az ioncsere vezethet a fémek felvételéhez, illetve leadásához az üledék/víz határfelületen. A karbonátokhoz kötött fémek érzékenyek a pH változásokra, a kémhatás csökkenésével fém kationok felszabadulása jár együtt.
2. frakció: Vas/mangán-oxidokhoz kötött. Az ehhez a frakcióhoz kötődő fémek redukzív (anoxikus) körülmények között instabilak, így ezek között a feltételek között oldatba kerülnek.
3. frakció: Szerves anyagokhoz kötött. Az ehhez a frakcióhoz kötődő fémek felszabadulása a szerves anyag bomlásakor oxidatív körülmények között történik.
4. frakció: Maradék. Ez a frakció természetes állapotban megjelenő ásványokat tartalmaz, amelyeknek a kristályos mátrixán belül találhatók nyomokban a fémek.



8. ábra: A szekvencionális kioldás lépései

Az egyes mintákat Retsch S100 malomban való porítás után vizsgáltam. A kémhatást WTW InoLab 720p műszerrel végeztem (Buzás I. 1988, TIM rendszer Módszertan 1996). Vizes és kálium kloridos kioldást is készítettem, az aktív, illetve a potenciális savanyúság meghatározásának érdekében. A vízben oldható összes sótartalom mérése az MSZ-08-0206-2:1978 2.4. alapján történt Orion 3star vezetőképesség-mérővel. A szénsavas mésztartalmat az MSZ-08-0206-2:1978 2.5. szerint határoztam meg, Scheibler-féle kalciméterrel (Buzás 1988, Keveiné Bárány, Farsang 1996, TIM Rendszer Módszertan 1996).

Az ortofoszfát, nitrát és ammónium meghatározásához szükséges kivonatokat a talajból és az üledékből az MSZ 20135:1999 4.2.2. és 5.4.5. alapján készítettem el, majd a koncentrációkat Flow Injection Analysis módszerrel, FOSS Star 5000 típusú műszerrel határoztam meg.

A nehézfémek koncentrációjának meghatározását az *MSZ 21470-50:2006* alapján végeztem királyvizes feltárással, majd Perkin Elmer 7000DV atomabszorpciós spektrofotométert használtam a koncentrációk meghatározásához. A szekvenciális feltárás esetében a mérések ICP-OES segítségével történtek.

A szárazanyag-tartalmat az *MSZ EN 12880:2000* szabvány alapján határoztam meg. Az összes nitrogén meghatározást az *MSZ-08-0458:1980* szabvány alapján végeztem. A szervesanyag-tartalom mérését, minőségi és mennyiségi elemzését az Ásványtani Közettani és Geokémiai Tanszék munkatársainak segítségével végeztem, Rock-Eval pirolízist alkalmazva, amelyet ma már széles körben használnak az éretlen szerves anyagot tartalmazó talajok és recens üledékek vizsgálatára (*Disnar, Trichet 1984, Espitalie et al. 1985, Sifeddine et al. 1995, Di Giovanni et al. 1998, 1999, Disnar et al. 2000, 2003, Lüniger, Schwark 2002, Sanei et al. 2005, Sebag et al. 2006, Nyilas 2010*). Az alapadatok többsége jól használható a talajokban és a recens üledékekben felhalmozódott éretlen szerves anyag mennyiségi és minőségi jellemzésére is (*Nyilas 2010*). A módszer talajokra és üledékekre továbbfejlesztett változatát (*Hetényi et al. 2005*) használtam. Az alkalmazott matematikai bontás eredményeként négy csoport különíthető el: instabil vagy labilis (F1) és stabil (F2) biopolimerek, illetve az éretlen (F3) és érett (F4) geopolimerek.

IV. 5. STATISZTIKAI ÉRTÉKELÉS ÉS KLIMATOLÓGIAI VIZSGÁLATOK

A statisztikai vizsgálatokhoz PASW Statistics 18 és MATLAB 7. 5. 0. típusú szoftvert használtam. Az aszályos és nedves periódusok hatását a vízminőségre aszályindexek segítségével vizsgáltam, ezek a következők: SPI (Standard Precipitation Index, *McKee et al. 1993*), a mérleg indexek közül a Lang-féle esőzési index (*Lang et al. 1999*), De Martonne-féle ariditási index (*De Martonne 1926, WMO 1975*), Thornthwaite-féle agrometeorológiai index (*David 1990*). A három utóbbi számításáról az *IV/2. melléklet* nyújt információt.

Az SPI – Standard Precipitation Index a száraz és csapadékos időszakok megjelenéséről és hosszáról nyújt információt. Az index számolásához havi csapadékösszegek szükségesek. Az indexet egy speciális bázisidőszak alapján számolja a *Hayes et al. (1999)* által közzétett SPI SL 6 program, amelyhez folyamatos adatsor szükséges az elmúlt minimum 30 évből. Erre a program standard normál eloszlás illeszt, maga az index pedig a szórásértékekből jön ki. Az index a felhasználó által definiált időszakra számítható, ekkor azt vesszük figyelembe, amilyen hosszú időszak az adott vizsgálat szempontjából érdekes lehet. Ez az állóvizek esetén rövidebb és hosszabb távú hatás is, a rövidebb az esetleges nagyobb csapadékeseményeket és ennek az egyes paraméterekre gyakorolt hatását mutatja meg, míg a hosszabb távú indexek egy hosszán tartó arid vagy csapadékos időszak hatását mutatják meg az ionkoncentrációra vagy a vízmennyiségre. Az indexet az 1958-2010 közötti havi csapadékösszegekből számoltam a program segítségével. Az adatok a Jósvafői Meteorológiai Állomásról, „Az Aggteleki-hegység karszthidrológiai kutatás eredményei és zavartalan hidrológiai adatai, 1958-1993” című kiadványban közreadott napi középhőmérséklet és csapadék adataiból, (*Maucha 1998*), 1994-2000 között az Országos

Meteorológiai Szolgálatától (a továbbiakban OMSZ), a 2001. január 1. és 2008. december 31. közötti időszak az időjárási napi-jelentésekből kigyűjtött adatokból és 1958-2010 között a Szilicei klímamérő állomásról – amelyet a Szlovák Hidrometeorológiai Intézet (Slovenský Hydrometeorologický Ústav, a továbbiakban SHMÚ) bocsátott rendelkezésemre – származnak.

Az eredményeket tartalmazó ábrákon többnyire csak a tavak, források kezdőbetűit tüntettem fel. Ebben az értelemben a P=Papverme-tó, F=Fekete-forrás, G1=1. Gyökérréti-kút, G2=2. Gyökérréti-kút, G=Gyökérréti-tó, V=Vörös-tó, A=Aggteleki-tó, K=Kender-tó, T=Tengerszem-tó, J=Jósza-forrás és Jósza-patak (az értékeik nem különböztek számottevően).

V. EREDMÉNYEK

V. 1. A TAVAK TÖRTÉNETI ELEMZÉSE

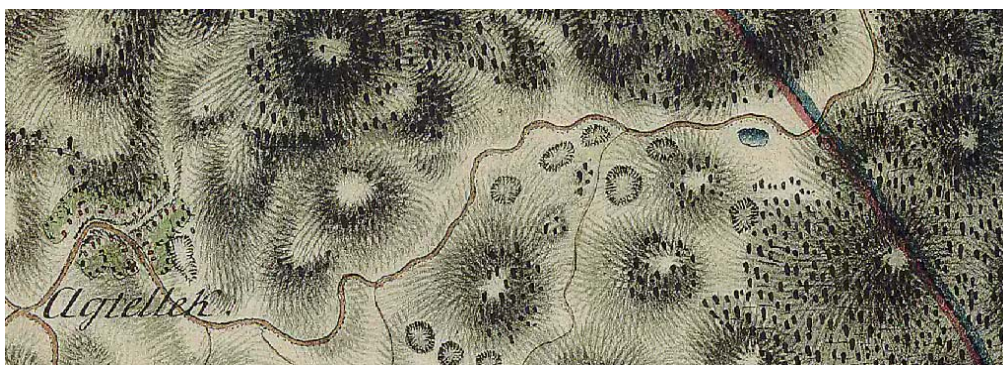
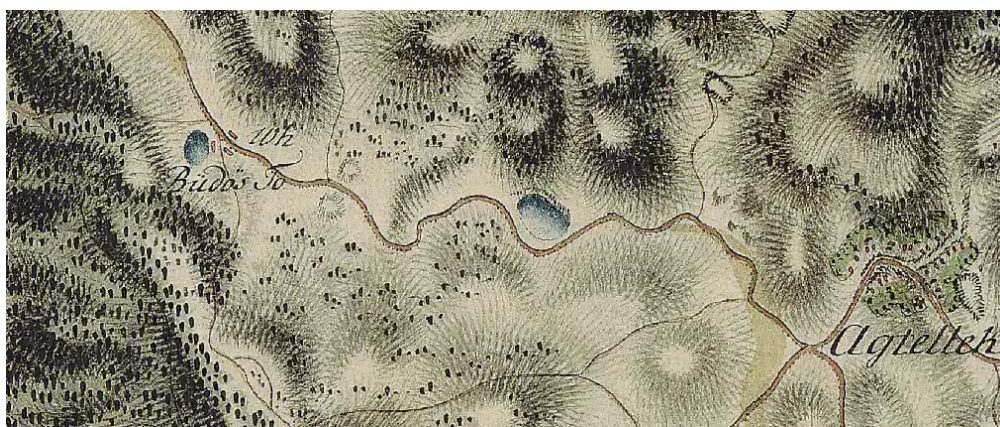
V. 1. 1. A TAVAK MEGJELENÉSE A KÜLÖNBÖZŐ FORRÁSOKBAN

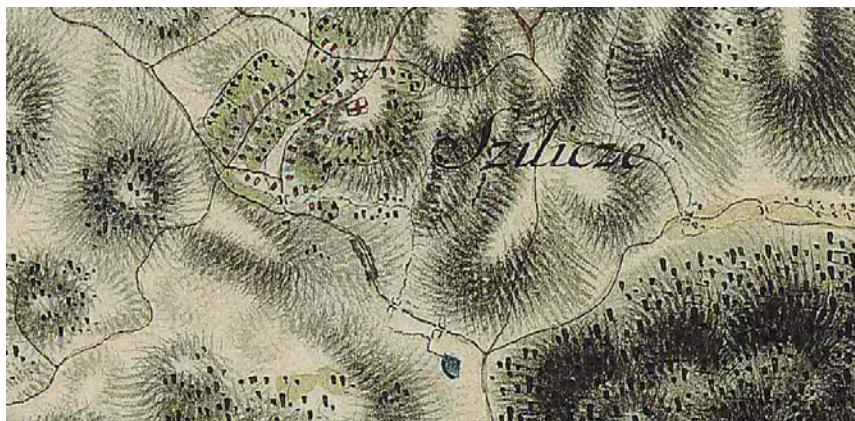
A területi és a természetvédelmi célú tervezési és kutatási tevékenységek során nem csak a vizsgált terület jelenlegi állapotának ismerete szükséges, hanem alapvetők azok az információk is, amelyek a terület korábbi állapotáról tájékoztatnak, illetve arról a folyamatról, amelynek során az elnyerte jelenlegi arculatát. Kiemelkedő táji, természeti értékekkel rendelkező védett területeken különös jelentősége van a történeti háttér ismeretének (Nagy 2003-2004).

A dolgozatban bemutatom a karszt tavak fejlődését és változásait az első fellelhető írásos forrásoktól kezdve napjainkig történeti térképek tanulmányozásával. A cél az egyes tavak történetének és az emberi beavatkozás, kezelés, illetve természetes behatások következtében végbement állapotváltozásának áttekintése, összehasonlítása.

A karszt tavak gyakran ugyanazokon a geológiai és geomorfológiai adottságú helyeken jelennek meg és tűnnek el időszakosan az aktuális lokális és globális hatásoknak megfelelően. Ezeknek a folyamatoknak és körülményeknek a feltérképezése fontos lehet annak megítélésében, hogy az antropogén hatások milyen mértékben játszottak szerepet ebben a folyamatban.

A Gömör-Tornai-karszt tavai az 1. katonai térképezésen már szerepelnek, négy létező tavat jelölnek: a Csernai-tavat, a Büdös-tavat, Vörös-tavat és a Papvermét (9. a) b) c) ábrák).





9. a) b) c) ábrák: 1. katonai térképezés: a) Csernai-tó, Büdös-tó b) Vörös-tó c) Papverme-tó

A térkép nem jelöli az Aggteleki-tavat, ami kétféleképpen magyarázható: a tó létezett, de térképezési hiba miatt nem jelölték, másik magyarázat, hogy a tó a térképezés idején még nem létezett. Mivel az irodalmi források is erre az időszakra teszik a dolina eltömődését és a tó kialakulását, ez utóbbi magyarázat látszik valószínűnek. Az tó fölött található karr-mező helyi neve Szőlőhegy (Kis-Szőlő-hegy, Nagy-Szőlő-hegy), ami arra utal, hogy valamikor szőlőt termesztettek a területen. A művelés miatt lemosódott a talaj, (ami először a gazdálkodást tette lehetetlenné 1784-előtt), majd teljesen eltömte a víznyelőt (az I. és II. felmérés között) és kialakult a tó (Nagy 2003-2004).

A következő említést *Bartholomaeides* (1806-1808) Gömör megyéről írott monográfiájában találjuk, ahol leírja, hogy meglátogatott egy barlangot Aggtelektől nem messze, amely a Büdös-tó mellett, Aggtelek, Hosszúszó (Dlhá Ves) és Kecő (Kečovo) falvak között helyezkedett el. Az ezt követő forrásunk *Vass Imre* 1829-ben készített térképe a Baradla-barlangról, amelyen a Büdös-tó, a Vörös-tó, az Aggteleki-tó, a Csernai-tó, a Fekete-tó és a Nádas-tó szerepelnek, a négy utóbbi Aggtelek határában található (V/1. melléklet). A Szilice környéki tavakról itt nem kapunk információt, a térkép ugyanis nem foglalja magába a Szilicei-fennsík É-i részét.

A 2. katonai térképezés az 1850-es évek elején történt, ezen a térképen az Aggteleki-, a Vörös-, a Csernai- és a Büdös-tavak szerepelnek (V/2. melléklet).

Több állóvizet is jelölnek ebben az időszakban, kisebb tavakat Aggtelek környékén, a Káposztáskerti tavat, a Vörös tavat, és egy tavat a Bolyamér-forrástól északra (Nagy 2003-2004).

Hunfalvy (1863) a karsztavakat először A Magyar Birodalom leírásában említi, ahol beszámol az Aggtelek mellett K-re és a barlang szájától É-ra, a Kis Baradla nevű sziklafal melletti ravaszlyukakról, valamint az ennek a közelében lévő, akkor száraz Csernai-tóról. A távolabb régóta létező Veres-tóról, a helység keleti házai és a hegyhát között a még nemigen régen „posványosodott” Tóhelyről (azaz az Aggteleki-tóról) és az egy fél mérföldre ÉNY-ra a pelsőczy út mellett domborodó magaslaton levő Büdös-tóról ír munkájában.

Ezt részletezve kitér a tavak helyzetére a Gömör és Kishont törvényesen egyesült vármegyének leírásában. *Hunfalvy* 1867: „Mindjárt Aggtelektől K-re negyedóránnyira egy sziklahasadék látható, melybe néhány ölnyire be lehet hatolni. Ez kiválólag Ravasz lyuknak

vagy Zamboly lyuknak neveztetik, éppen a Retek barlangtól D-re esik, melyben Schmidl a harmadik barlangi patakot fedezte fel. Ettől északra a helység keleti házai s a Karófészektető délnyugati nyúlványa között a Tóhely van, mely vagy 80 év előtt lepetett el a víztől, más, bokrokkal benőtt ravaszlyuk, melynél esőzésekor nagy örvények támadnak, a Kis Baradla nevű sziklafal tövében, hozzá közel a Csernai-tó van, mely azonban néhány év óta száraz; odább a már régóta létező Veres-tavat találjuk. A Karófészek tető és Aggtelek között a sziklaháton a Gallya töbör, ettől D-re a Konkolyos NY-i oldalán azon ravaszlyuk van, mely a D-ről É-ra kígyózó Nagyvölgyi ér vizét nyeli el; odább K-re a Szomorhegyi lyukat találjuk, melyben a Bartók völgye felől É-ra kígyózó ér tűnik el, s melynek közelében a Nádas-tó és ettől É-ra egy más tócsa van. (...) Végre Domica NY-i oldalán az Ördöglyuk közelében egy magaslaton a Búdöstó, attól K-re Domiklápája, a lapsai és tornaljai út között a Rókalyuk, Aggtelektől D-re a Bábalyuk, ettől D-re, s a trizsi ösvénytől K-re a Feketető vannak.”

A III. katonai térképezésnél (1880-as évek) ugyanazokat a tavakat jelölték meg, mint a II. katonai térképezésnél, Nagy (2003-2004) szerint viszont nem mindegyiket, mivel a II. katonai felmérés több kis tavat is jelöl a terület D-i részén, ezeket pedig a III. katonai felmérés nem ábrázolja (V/3. melléklet).

A következő forrás Dudich (1932) leírásából származik, amelyben leírja a Verestó (5070 m²), az Aggteleki-tó (13.930 m²), a Búdöstó, és a Nádas-tó létezését valamint, hogy a Csernai-tó és a Fekete-tó jelenleg víztelenek.

Leírása alapján az Aggteleki-tavat Tóhely-nek is nevezték és szájhagyomány útján terjedt róla, hogy egykor a helyén száraz, művelt terület volt. Közepén kút volt, amelyből egyszer csak előtörték a földalatti vizek és keletkezett a mai tó. Ekkor még csak hagyomány szintjén említi meg, hogy ez a Baradla Törökmecseti ágának az elvégződése.

A töbrök keletkezése kapcsán megjegyzi még, hogy fenekükön csak ritkán van víznyelő. A repedések, rések nem „tátongók”, úgyhogy sok esetben eldugulnak. Az eltömődést rendszeren a vörösföld felhalmozódása okozza. Ilyen eldugult töbrökben gyakran megáll a víz és tó keletkezik, pl. ilyen a Verestó. Az apró töbörtócsák neve "fertés". Ezek sem gyakoriak, csak árnyas helyeken maradnak meg (Dudich, 1932). Ebben a tanulmányban már fotók is szerepelnek (V/4. melléklet).

Egy 1937-ből származó speciális térképen csak a Vörös-, Gyökérréti- és Búdös-tavak szerepelnek. 1939-ben Kunszky Szlovákia tavairól adott leírásában az Aggteleki-, Vörös-, Gyökérréti-, Lucskai- és Búdös-tavakat említi. A Csernai-tóról, mint megszűnt tóról beszél. Részletes adatokat is közöl a tavak keletkezéséről, illetve egyes paramétereikről.

Az 1980-as évek közepétől, amikor már szemmel láthatóak voltak az intenzív mezőgazdasági művelés káros hatásai a Szilicei-fennsíkon, sorra születtek a tanulmányok a Szlovák karszt területén található Gyökérréti-tóról, amely akkoriban a terület legnagyobb kiterjedésű állóvize volt (Tereková, 1984; Ščuka, 1985; Háberová and Karasová, 1991; Hudec et al., 1993; Hudec et al., 1995; Kaliser, 1995; Bobro, 1996; Čilek, 1996; Orvan, 1996; Bárány-Kevei, 1999; Czesznak, 2000; Barančok, 2001; Terek, 2003; Rozložník, 2005; Gaál, 2010; Kilik, 2010). Ezek a nyilvánvaló káros jelek az összes létező tó eutrofizálódásában, majd csaknem teljes feltöltődésében nyilvánultak meg – ami igen rövid

(egy-két évtizednyi) idő alatt következett be. A szerzők összefoglalják a gyors feltöltődést kiváltható okokat és különböző megoldási javaslatokkal állnak elő a kezelést illetően.

A Gyökérréti-tavat az 1980-as években a legnagyobb tóként tartották számon a Szlovák- és az Aggteleki karszton. A tó Szilice községtől É-ra, a Fabiánszög NY-i oldalánál található. Alakját elliptikusként, felületét 1,22 ha-ban, maximális hosszát 150 m-ben, szélességét 100 m-ben határozták meg (*Ščuka 1985*). A tó a vízutánpótlást a csapadékból, illetve a vízgyűjtő területéről lefolyó vízből nyeri. Maximális vízszintjét az É-i oldalon lévő víznyelő kontrollálja.

Az 1990-es évekre a nyílt vízfelület szinte teljesen eltűnt a tóból, medencéje általában száraz, jelenleg a csapadékosabb időszakokban csekély vízborítás figyelhető meg, míg szárazabb időszakokban szinte teljesen víztelen.

A feltöltődés valószínű okait foglalja össze *Cílek (1996)*, aki a klíma természetes változékonyságát, a víz eutrofizációját (növekvő szervesanyag-mennyiség, az elszaporodó növényzet megnövekedett párologtatása), a tóba a fokozódó erózió révén bejutott többlet-hordalékot (a környező területek felszántása), az állatok tevékenységét (itatás, taposás) és karsztos okokat (a víznyelő felnyílása), illetve ezek kombinációját teszi ezért felelőssé. Ezt *Rozložník (2005)* azzal egészíti ki, hogy a megnövekedett erózió a kollektivizáció utáni időkre tehető, amikor a korábban füves területeket beszántották. A védett tájvédelmi körzetté való nyilvánítás után megpróbálták az állatok itatását teljesen megtiltani, viszont a fennsíkon nincs elégséges víz a legelő állatoknak, így a tó melletti kiépített kutakból szivattyúzták a vizet a tó É-i oldalán lévő tározókba, ami teljesen meggátolta a tó kutakból történő hozzáfolyását. Ezután a tavat fokozatosan lepték el a vízi és mocsári fajok, ami valószínűleg nem csak annak az eredménye, hogy az állatokat kitiltották a területről.

A Gyökérréti-tó már többször megszűnt, *Kunský (1939)* leírja, hogy periodikus a létezése. A lakosok szerint nagyjából 100 éve eltűnt, medencéje néhány évig száraz volt és a helyén káposztaföld volt (ma ilyen stádiumban van a Csernai-tó (*Rozložník 2005*)). Szintén víztelen periódus volt az 1947 és '48 közötti időszak, a tó fenéke ekkor be volt vetve és szántottak rajta (*Ložek*, szóbeli közl.). A szárazabb időszakokban, mikor kevesebb csapadék jutott a területre, a helyiek állítólag a tó iszapját kiskertjeik és földjeik talajjavításához használták.

Szintén szóbeli közlés alapján feltételezhető, hogy egy meghatározott időszakban a halászat robbanóanyag segítségével történt, ami megbonthatta a tó aljzatának stabilitását, ez azonban nem bizonyítható, csak a barlangászok elmondása alapján feltételezhető, akik a tó mellett lévő víznyelőt és azon keresztül a földalatti tereket átkutatták. Kutatásaik alapján állították, hogy létezik bizonyíték arról (nagyobb hordalékmennyiség), hogy a víz a tóból esetenként igen hirtelen tűnhetett el a föld alatt. 1950-60 között a vízszint a DNY-i oldalon a 4 m-t is meghaladta, a ma élők visszaemlékezéseiből kiderült, hogy itt még ugródeszka is volt felállítva.

A szerzők többféle kezelési javaslatot tettek közzé, többek között a vízgyűjtő terület művelési módjainak megváltoztatását (szántóföldről füves területre, vagy takarmánynövényekre való áttérést, a vízgyűjtő területéről a nitrát-műtrágyák, illetve a peszticidek használatának teljes kitiltását, a tó itatóként való igénybevételének

megszüntetését), csatornázást Szilice községben (*Tereková 1984*), illetve a kutak szivattyúzásának abbahagyását vetik fel megoldásként (*Hudec 1993*).

Cílek (1996) a tó medrébe való közvetlen beavatkozást javasol: földkivételt, egy 40-60 m nagyságú ovális medence kialakítását, a kivett föld elhelyezésének egyik lehetőségeként pedig, az É-i oldalon egy gát kialakítását, amely megfogná a vizet az ott lévő víznyelő elől. A környező szántók legelőkké való alakítását is kilátásba helyezi, amitől szintén az erózió mérséklődését, illetve a karszt tradicionális kihasználását várja, felveti továbbá az utolsó évtizedben megszűnt kutak újra kialakításának lehetőségét, amellyel a legelő állatok vízellátását lehetne biztosítani.

Bobro (1996) javaslata szintén a lerakódott hordalék kitermelése. Ennek megvalósítását szakemberekre bízna, új szedimentációs medencét kialakítva.

Hidrogeológiai szempontból vizsgálja a problémát *Orvan (1996)*, aki megfigyelőrendszer alakíttatna ki a felszínalatti vizek állapotára és mozgására vonatkozóan. Javasolja a vízszint hosszú távú, rendszeres ellenőrzését, a kutakban hidrodinamikai próbák elvégzését, a csapadék trendek további értékelését, a kampili palák és mészkövek hidrodinamikai viszonyainak vizsgálatát és a tömítéssel történő próbálkozást. A megfigyelés során kiderülhet, hogy a vízvesztesség ismert földalatti terekbe való felgyorsult elvezetés miatt következik be.

Érdekes jelenség, hogy míg a Gyökérréti-tó mára szinte teljesen megszűnt, Szilice DK-i szélén egy hasonló méretű és alakú állandó vízszintű tó keletkezett, ez pedig a Papverme-tó (Papgödör-tó, Farárová jama), amely egészen az 1980-as évekig csak tavasszal, hóolvadás idején rendelkezett némi vízzel, egyébként kiszáradó jellegű volt. *Cílek (1996)* szerint “elég különös, hogy egy falu felső végén található tó (a Gyökérréti-tó) eltűnik, és ugyanaz alatt a falu alatt egy hasonló formájú és területű, új tó jelenik meg. Ez akkor történt, amikor a Papverme-víznyelő eltömődött.” A Papverme-tó Szilice község DK-i peremén helyezkedik el egy eltömődött víznyelőben, a faluhoz képest alacsonyabb tengerszintfeletti magasságban. Területe kb. 1 ha, átlagos mélysége 1,85 m, legmélyebb pontja kb. 2,46 m. Legnagyobb hosszát NY-K-i irányban éri el. Közvetlenül mellette ÉNY-ra egy mezőgazdasági telep helyezkedik el, ahonnan egy befolyás érkezik a tóba. A tó É-i és NY-i oldalán rét, D-i oldalán erdő, a K-i oldalán pedig szántóföld található. A tó mellett elhaladó földút Szilicét a szomszéd faluval összekötő út, így ide az autósforgalomnak is szabad bejárása van. A tavon intenzív horgásztevékenység zajlik, ennek következtében jelentős az elszórt hulladék mennyisége is.

A tavat csak az 1. katonai térképezés említi a korai dokumentumok közül. Ez a tó, részben a község keleti határának vízgyűjtő területéről is táplálkozik, ahol nem túl bővizű forrás is van. Sajnos ez a forrásvíz a mezőgazdasági telepen keresztül folyik abba a töbörbe, amelyben a tó keletkezett. A tóban a leírások alapján egyre inkább emelkedett a vízszint, ezért az alacsonyabb partrészeket mesterségesen megemelték, így az tudta kompenzálni az erős eutrofizációs folyamatokat és a tóban nem indult meg a feltöltődés (*Hudec et al. 1993*). *Rozložník (2005)* szerint a vízszintemelkedésnek több oka lehetett: az eddigi elfolyás helye eltömődhetett és nem szabályozza többé a vízszintet. Erre található a falu vízvezetéke, amely megsérülhetett és az elfolyó víz a tóban gyűlhetett össze. A mezőgazdasági udvarból való

hozzáfolyás, amely szennyvizet is közvetít (a faluból is, amely csatornázatlan), hozhatott többlet-vízmennyiséget, illetve változhatott a kapcsolat a vízgyűjtő területtel, ennek eredményeképpen is kaphatott a tó többlet vízutánpótlást.

A Papverme-tó első vízkémiai méréseit *Tereková* végezte 1982 májusában, majd *Hudec* 1992-ben (július, augusztus, október). A tó a Fekete-forrás vízgyűjtő területéhez tartozik, amely a tó irányából kiindulva a Szilicei-jégbarlangon keresztül a Gombaszögi-barlangrendszerbe jut (*Orvan* 1980, *Tereková* 1984, *Cílek* 1996). *Tereková* 1982 októberi mérése alapján a Fekete-forrásban megjelenő PO_4^{3-} - mennyiség a tóból való vízfeltöltődés következtében emelkedik meg. Ennek a komponensnek a jelenléte a barlangi vizekben is több negatív hatáshoz vezethet (a barlangi klíma savasodása, ennek eredményeképpen a barlangi formák degradációja, stb.).

1992-ben *Hudec* többek között kémhatást, alkalinitást, összes foszfor- és nitrogéntartalmat, valamint a-klorofill mennyiséget mért. Megállapította, hogy a tó erősen eutrofizálódott stádiumban van és hogy az istállóból kikerülő (kiöblített) szennyvíz hatása nem elhanyagolható. Az állattartás módja az istállóban és a kihelyezett trágya hatása ugyanolyan, vagy nagyobb veszélyforrást jelent a felszín alatti vizek számára, mint a Gyökérréti-tó esetében.

Cílek (1996) megdöbbenőnek találta az új tavi ökoszisztéma formálódásának gyorsaságát, azonban a tó hosszú távú fennmaradását bizonytalannak tartotta.

Barančok (2001) szerint bár a terület emberi létesítmények által befolyásolt, az autópálya jelenléte és a mezőgazdasági tevékenység (beleértve az állattartást is) nem okozhat semmilyen nagyobb mértékű vízminőségbeli romlást.

A Szlovák-karszt területén jelenleg egyetlen állandó vízfelületű tó létezik, a Papverme-tó (a Búdös-tó is teljesen megszűnt). Fatalista hozzáállás az, ha valaki ezeket az eseményeket a természeti rendszerek változékonyságának tekinti és megnyugtatja magát abban a hitben, hogy kizárólag természetes tényezők következtében egy tó megszűnt, egy másik pedig keletkezett, így a helyzet alapján véve kielégítő (*Cílek* 1996).

A rengeteg javaslat ellenére kevés intézkedés történt a területen. Felépült egy szennyvíztisztító a Papverme-tó mellett, amely azonban sohasem kezdte meg működését. A Gyökérréti-tó megmaradt medre mellett mélyítették egy másik ugyanolyan méretű medret, de egyelőre ez sem jelentett hathatós segítséget.

Az Aggteleki-karszton ezzel ellentétben aktívabban beleavatkoztak két tó folyamataiba: elkészítették az Aggteleki- és Vörös-tavak rehabilitációs javaslatát 2001-ben. Ennek folyamányaként medrüket 2002-2003-ban kotrással kimélyítették.

Huber (2006) összegzése szerint „a Vörös-tó medre az 1990-es évek során egyre jobban feltöltődött, felületét mocsári növényzet lepte el. Mivel a tavat állandó vízfolyás nem táplálja, vízutánpótlása csak a ráhulló csapadékból és a környező területek lefolyásából származik. Viszont az utóbbi években egyre csökkenő csapadékmennyiség miatt a tó vízkészlete erősen lecsökkent, amihez hozzájárult még a tó fölött elhaladó műút is, amely a fölötté emelkedő hegylátról lefolyó csapadékvíz nagy részét elvezeti. Ezt a vízhiányos állapotot rontotta az egyre szaporodó növényzet evapotranspirációja is. Ez a tendencia erősítette meg az

elgondolást, hogy a tó fejlődésébe mesterségesen be kell avatkozni, ily módon megmenteni a megszűnéstől.

Ezt követően mederből közel 3000 m³ iszapot termeltek ki, így a meder átlagosan 1,5 m-rel mélyült. Ezenkívül vízpótló rendszert építettek, mert a tó fölött elhaladó műút a fölötté található hegyoldalról lefolyó csapadékvizet elvezette, ezáltal csökkentve a tó vízgyűjtőjének méretét. Ezért a műút mellé csapadékgyűjtő csatornát építettek, amelynek célja a csapadékvíz tóba vezetése volt. Összesen közel 1000 m hosszú csapadékvezető csatorna épült egy olajfogóval. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatósága 2005-ben még egy kiegészítő vízpótló rendszert is építtetett, amely a Baradla-barlang megépült vöröstói fogadóépületének tetőszerkezetéről lefolyó csapadékvizét is a tóba vezeti. A tó vízszintjének az emelkedése a mederkotrás követően a nyári esőzéseknek köszönhetően megkezdődött, 2002 nyarán 70 cm mélységű víz gyűlt össze a tóban. Ezután a tóban elhelyezett vízmérce havonkénti leolvasását követve a vízmélység nőtt, 2005-ben 2 m körül mozgott és 2006-ban meghaladta a 2 m-t. 2007-ben viszont újra csökkent, átlagosan 152 cm körül ingadozott. A tó növényzete a mederanyagban maradt magkészből gyorsan regenerálódott. A széleslevelű gyékényt 2002-ben többször eltávolították a mederből, mivel ez korábban jelentősen hozzájárult a tó feltöltődéséhez. Ennek eredményeként évente egyszer elég eltávolítani.

Megállapították, hogy a tó állatvilágában is pozitív változások következtek be. Elsősorban a tó kételtű-faunáját monitorozták, ebből kiderül, hogy a tó a környék legjelentősebb kételtű-szaporodóhelyévé vált a mederkotrás követő években. Tanulmányozták a szitakötők állományát is, amelyek a vízínövény-állományok elterjedésével szintén megjelentek és a többségük szaporodóhelyként is használja a tavat. Ezek közül néhány természetvédelmi szempontból is jelentős, kiemelt védelmet igénylő faj (Huber 2006).

Az Aggteleki-tó rehabilitációs munkálatainak előzetes hatástanulmánya (Czesznak 2000) a tó állapotát vízínövényzettel erősen benőttnek, eutrofizálódottnak határozza meg, így turisztikai, idegenforgalmi és ökológiai szempontokra (biodiverzitás megőrzése) hivatkozva művi beavatkozást javasol.

Mivel a tó vízszintje a csapadékszegény időjárás és az emberi beavatkozások következtében erősen lecsökkent, így a tó eredeti állapotának visszaállítása elsősorban a tó, mint vizes élőhely, vízháztartásának helyreállításával valósítható meg, amelyet alapvetően a tómeder tisztításával és iszaptalanítással, valamint vízpótlással kívántak megoldani. Ez utóbbi felszín alatti vízbázis megcsapolásával, illetve további vízgyűjtő terület bevonásával, illetve felszíni vízkormányzással javasolták megtenni.

Az Aggteleki-tó esetében a rehabilitáció elvégzése utáni felmérés dokumentációja nem állt rendelkezésre. Jelenleg megállapítható, hogy a tó vízszintje nem túl magas, a vízfelület is egyre csökken és nem is túl esztétikus. Annak ellenére, hogy a falu a környezetét igyekezett rendbetenni, maga a tavacska (inkább pocsolya) többnyire bűzös, hínárnövényzettel sűrűn benőtt.

Jelenleg a Kender-tó is állandó, bár csekély vízmennyiséggel rendelkezik. Aggtelek D-i határában található egy domb tetején lévő töbrben. A neve (a mára már víztelen Kardos-tóéval együtt) az Árpád-kori vasolvasztó kohók kapcsán került elő (Bódisné et al. 2001),

amennyiben a szerző a Kardos-tó környékén és a Kender-tó sáncának oldalában salakmaradványokat és fűvókatöredékeket talált. A szerzők a vasművesség feltételeinek a vaskövet, a faszenet (ennek fekete nyomai a környéken sok helyen föllelhetők, és ennek emlékét őrzi a szomszédos Fekete-tó-völgy neve is), és a hűtővizet tartják. Ezek a feltételek adottak voltak többek között a mai Kardos-völgy és Kender-tó környékén, a Vörös-tó környékén és a Csernai-tó mellett is. Ez azt jelentheti, hogy ezeken a helyeken már az Árpád-kor idején is létezhetett valamilyen vízborítás. A Fekete-tó, a Csernai-tó és a Kardos-tó is kiszáradt az idők folyamán, ez utóbbiban 10 éve még volt víz, ma már csak a vegetáció jellegén látszik, hogy a helyén valaha összefüggő vízborítás volt. A Kender-tó viszont a helybeliek beszámolója alapján már az 1960-as években is létezett, a falusiak oda jártak kendert áztatni. A tónak ma van szabad vízfelülete, viszont nagy része náddal és gyékénnyel benőtt.

A területen előfordul még néhány kiszáradt tó: a Nagy és Kis Sárga-tó, valamint a szántóföldek közepén elhelyezkedő Nádas-tó, amely időszakosan vízzel borított, *Hunfalvy (1867)* és *Dudich (1932)* valószínűleg ezt a tavat említik – ezek szintén Aggtelek határában találhatóak.

V. 1. 2. RÉSZÖSSZEGZÉS

Összefoglalásként elmondható, hogy a Gömör-Tornai karszt területén található karszttavak már az 1700-as évek végétől kezdve szerepelnek a különböző forrásokban, először főként, mint az egyes emberi tevékenységek kisegítői, majd tájképi különlegesség, később pedig, mint megőrzendő érték. Bár a különböző korokban más-más funkcióik kerültek előtérbe, a tavak mindig fontos szerepet játszottak az ott élő emberek életében, legyen szó vaskohászatról, halászatról, állatok itatásáról, a ma talán hangsúlyosabb turizmusról, illetve a biodiverzitás fenntartásáról.

Előfordult az idők során, hogy ugyanazon a helyen, alkalmazkodva a helyi és globális körülményekhez, vagy hirtelen változásokhoz eltűnt vagy éppen újra létrejött egy-egy állóvíz, azonban a szerzők nem vitatják az emberi tevékenység befolyását a felgyorsult eutrofizációs folyamatokban. Globális szintű befolyásoló tényezőt jelentenek az extrém klímajelenségek és ezek gyakoribbá válása, illetve ennek következményei – egyéb vízutánpótlás hiányában – az elváltelenedés, extrém csapadékesemények esetén pedig több szennyezőanyag bemosódása.

Az egyes tavak környékén más-más tájhasználat jellemző, ezek között említhetjük például a műutakat, mezőgazdasági művelést, lakóépületeket. Némely esetben pedig kiterjedtebb vízgyűjtő területük is egyedien befolyásolja a vízminőséget. Ezek következményeként fejlődésük és a bennük lezajló folyamatok némiképpen különböznek egymástól. A különböző, sokféle emberi hatásra reagálva a tavak természetes folyamatai lerövidülnek, illetve drasztikusan megváltoznak. Jó példa erre a valaha legnagyobb méretű Gyökérréti-tó, amely néhány évtized alatt majdnem teljesen feltöltődött. A Vörös- és Aggteleki-tó ugyanilyen helyzetben volt a rehabilitációs munkálatokig, amellyel a Vörös-tó

állapotát egyelőre látszólag sikerült stabilizálni, az Aggteleki-tó további léte és annak minősége azonban kétségesnek látszik.

A jelenleg legnagyobb méretű Papverme-tó vízminőségének megóvása fontos cél lenne, mert ez a tó tagja a Szilicei-fennsík egyik legkiterjedtebb hidrológiai rendszerének. Ennek megvalósulásával elkerülhető lenne például a Gyökérréti-tó sorsa és az egész rendszer (amelybe két barlang is beletartozik) folyamatos szennyezése, amely kedvezőtlen hatást válthat ki a felszínelatti képződményeknél és az élővilágnál is (Samu, Keveiné 2008). Az 1. táblázat összefoglalja a néhány, állandóbb jellegű állóvíz felbukkanásáról a különböző forrásokban. Egyes tavak változásainak fotódokumentációját tartalmazza az V/15. melléklet.

1. táblázat: Tavak a Szlovák karszt és az Aggteleki Nemzeti Park területén néhány kiemelt forrás alapján (A Szlovák Karszt Nemzeti Park összeállítása nyomán)

Év	Eredeti megnevezés	Jelenlegi hivatalos megnevezés	Dokumentum	Megjegyzés
1784	Aggteleki-tó		I. katonai térképezés	
	Vörös-tó			
	Csernai-tó			
	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko		
	Lucskai-tó	Lúčanské jazierko		
	Büdös-tó	Smradľavé jazierko		
	Papverme-tó	Farárova jama		
1829	Aggteleki-tó		Vass Imre Baradla-térképe	
	Vörös-tó			
	Csernai-tó			
	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko		a térkép nem tartalmazza
	Lucskai-tó	Lúčanské jazierko		
	Büdös-tó	Smradľavé jazierko		
	Nádas-tó			
	Fekete-tó			
1852-5	Aggteleki-tó		II. katonai térképezés	
	Vörös-tó			
	Csernai-tó			
	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko		
	Lucskai-tó	Lúčanské jazierko		
	Büdös-tó	Smradľavé jazierko		
1874	Aggteleki-tó		III. katonai térképezés	
	Vörös-tó			
	Csernai-tó			
	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko		gémeskút

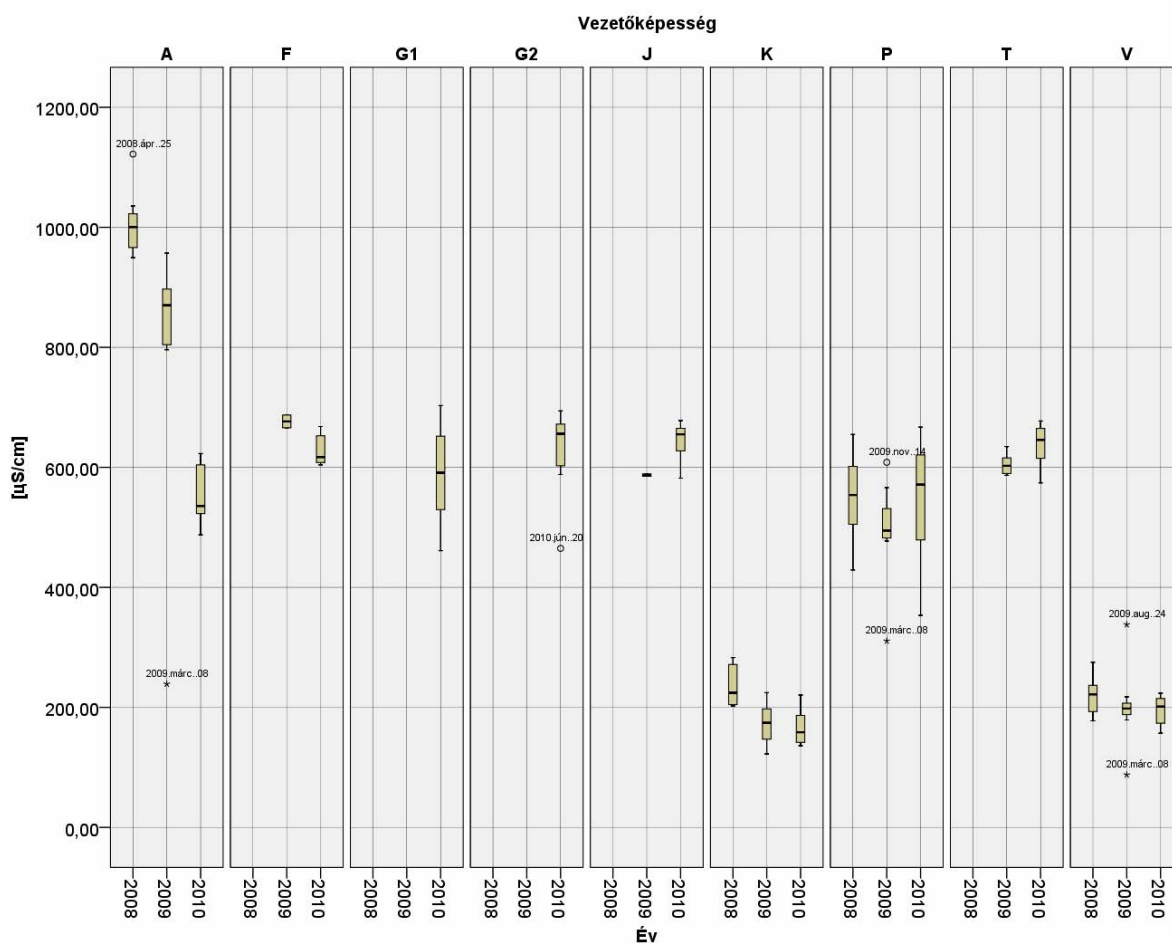
	Lucskai-tó	Lúčanské jazierko		
	Büdös-tó	Smradľavé jazierko		
1937	Aggteleki-tó		spec. térkép 1:75000	
	Vörös-tó			
	Csernai-tó			
	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko		gémeskút
	Lucskai-tó	Lúčanské jazierko		
	Büdös-tó	Smradľavé jazierko		
1939	Aggteleki-tó		Kunský	
	Vörös-tó			
	Csernai-tó			megszűnt
	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko		
	Lucskai-tó	Lúčanské jazierko		
	Büdös-tó	Smradľavé jazierko		
1984				
2000	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko	Barančok	megszűnőben
	Vörös-tó			megszűnőben
	Aggteleki-tó			megszűnőben
	Kardos-tó			időszakos
	Papverme-tó	Farárova jama		
	Büdös-tó	Smradľavé jazierko		időszakos
	Lucskai-tó	Lúčanské jazierko		időszakos
	Csernai-tó			megszűnt
2010	Gyökérréti-tó	Jašteričie jazierko	Samu et. al.	időszakos
	Vörös-tó			kotort
	Aggteleki-tó			kotort
	Kardos-tó			megszűnt
	Papverme-tó	Farárova jama		
	Büdös-tó			megszűnt
	Lucskai-tó			időszakos

Bizonyított – normál szöveg
Nem bizonyított – dőlt betűs szöveg

V. 2. A TAVAK KÉMIAI ÉS FIZIKAI TULAJDONSÁGAINAK ALAPÁLLAPOT-LEÍRÁSA

V. 2. 1. VÍZKÉMIAI JELLEMZŐK

Az oldott sók mennyisége (10. ábra) hasonlóan alakul a Vörös-tó (204,3 $\mu\text{S/cm}$) és a Kender-tó (187,5 $\mu\text{S/cm}$) esetében, mind a 3 vizsgált évben viszonylag állandó értékeket mutat, de a 3 év során hígulás tapasztalható, ami a Kender-tónál kicsit nagyobb mértékű. A Papverme- és a Tengerszem-tó vezetőképessége szintén hasonlít, a Papverme esetében mindhárom évben 529 $\mu\text{S/cm}$ körül, míg a Tengerszem-tó esetében mindkét vizsgált évben átlagosan 621 $\mu\text{S/cm}$ közelében van. A Tengerszem esetében jellemző az enyhe növekvő tendencia, míg a Papverménél egy 2009-es csökkenést követően hasonlóak az értékek, 2008-ban és 2010-ben pedig kicsivel nagyobb szórás is tapasztalható. 1982 májusából egy adat áll rendelkezésre a Papverme-tóból (866,93 $\mu\text{S/cm}$), ezt összevetve a 3 év májusi értékeivel viszonylag jelentősebb csökkenés tapasztalható (~200 $\mu\text{S/cm}$). Az Aggteleki-tónál látványosabb a különbség, a 3 év során csökkenő tendenciát figyelhetünk meg, tehát hígulás van, míg 2008-ban 1007,07 $\mu\text{S/cm}$ az átlagérték, addig 2009-ben ez 802,8 $\mu\text{S/cm}$, 2010-re pedig 551,4 $\mu\text{S/cm}$ körül mozog.

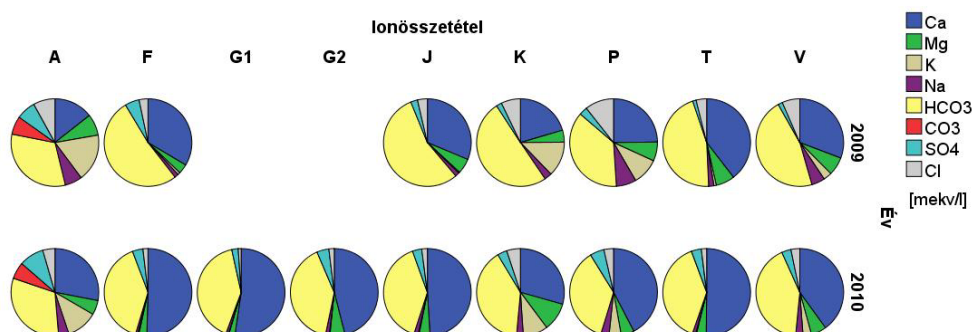


10. ábra: A vezetőképesség alakulása

A fajlagos elektromos vezetőképesség alapján a *Vörös- és Kender-tavak halobitás-foka* átlagosan béta-oligohalobikus, a *Papverme- és a Tengersizem-tó* alfa-oligohalobikus, az *Aggteleki-tó* pedig 2008-ban oligo-mezohalobikus, 2009-ben alfa-oligohalobikus, 2010-ben pedig a béta-alfa-oligohalobikus és az alfa-oligohalobikus között mozog.

Az *uralkodó kationok és anionok* elmezése alapján elmondható, hogy mindegyik víztest kalcium-hidrokarbonát-típusú a monitorozás egész időtartama alatt (11. ábra).

A fő kationok és anionok mennyiségi sorrendje a *Papverme-tó* esetében 1982-ben a következő: $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$ és $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- + \text{F}^-$, 2009-ben $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$ és $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$, az anionok esetében 2010-ben a Cl^- és SO_4^{2-} sorrendje megfordul.



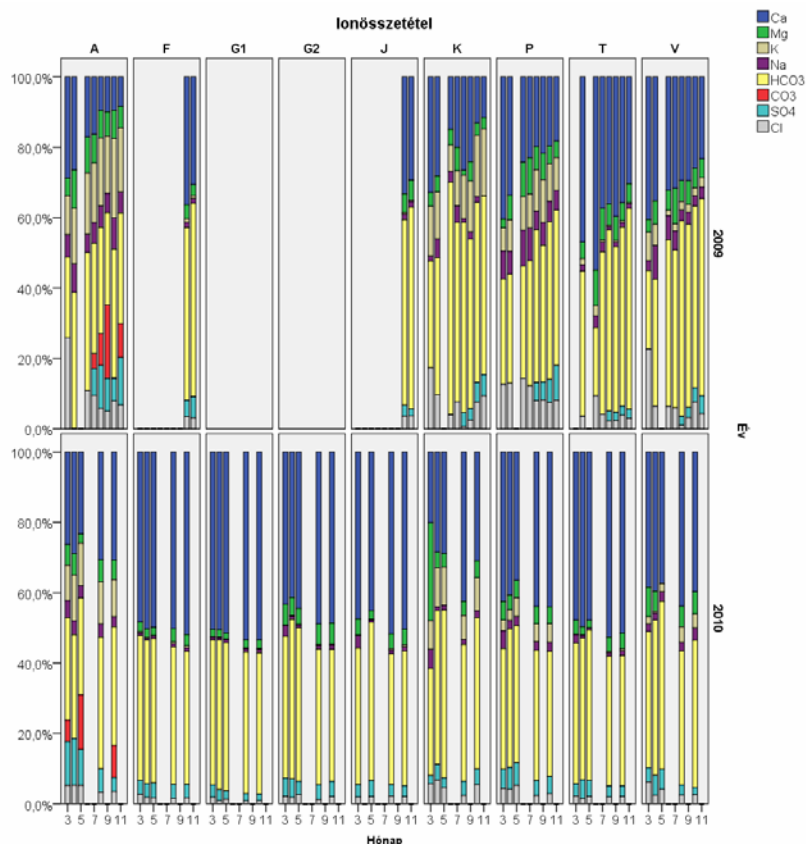
11. ábra: A fő ionok egymáshoz viszonyított aránya a) éves b) havi szinten

A víz átlagos keménysége 1982-ben kemény, 2009-ben és 2010-ben közepesen kemény, alkalinitása magas (átlagosan 262 mg/l). Az 1. és a 2. Gyökérréti-kút 2010-es és a Fekete-forrás 2009-es és 2010-es átlagos fő ionsorrendje:

$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ és $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$.

Keménysége 2009-ben közepesen kemény, 2010-ben kemény. Alkalinitásuk magas (~385 mg/l). A *Vörös-tó* átlagos ionsorrendje a

következő: 2009, 2010: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$, $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$, (az anionok esetében 2010-ben a Cl^- és SO_4^{2-} sorrendje változó), keménysége 2009-ben és 2010-ben is lágy. Alkalinitása



közepes (~114,5 mg/l). A *Kender-tó* fő ionjainak átlagos sorrendje: $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$, $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$, (időnként a Cl^- és a SO_4^{2-} helyet cserél).

Keménysége 2009-ben átlagosan a nagyon lágy, 2010-ben a lágy kategóriába esik. Alkalinitása közepes (~115,8 mg/l). Az *Aggteleki-tó* fő ionjainak sorrendje: $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$, $\text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$, átlagos keménysége 2009-ben és 2010-ben is közepesen kemény. Alkalinitása magas, átlagosan 2009-ben 320,5 mg/l, 2010-ben 253,8 mg/l. A *Jósva-forrás*, a *Tengerszem-tó* és a *Jósva-patak* fő ionjainak átlagos sorrendje: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$, 2009-ben $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$, 2010-ben viszont a SO_4^{2-} mennyisége nagyobb. Keménységük 2009-ben közepesen kemény, 2010-ben kemény. Alkalinitása magas: 331,2 mg/l, míg a *Jósva-pataké* 379,3 mg/l körül alakul.

A halastavak vízminőségét több kémiai komponens interakciója alakítja. A széndioxid, a kémhatás, az alkalinitás és a vízkeménység egymással összekapcsoltak és igen erős befolyással vannak a tó termelékenységére, a halak egészségi állapotára, az oxigén hozzáférhetőségére, az ammónia és egyes nehézfémek toxicitására.

A víz keménysége fontos a halállomány szempontjából és általában a vízminőség egyik fontos tényezője. A kettős töltésű ionok (mint a kalcium, magnézium és/vagy a vas) egyik mérőszáma (jelen esetben a pozitív kettős töltéssel rendelkező sók) a vízben. A keménység a kettős töltésű sók keveréke lehet, bár a legfőbb forrása mégis a kalcium és a magnézium (*Wurts, Durborow 1992*).

Az összesótartalomban szereplő fő alkotórészek két nagy csoportra oszthatók: a biológiai szempontból alig befolyásolt ionok (Cl^-) és az ún. dinamikus ionok, melyek koncentrációját a metabolizmus jelentősen befolyásolja. A sótartalom abszolút mennyiségében való eltérés bepárlódás, valamint felhígulás folytán jöhet létre. Minél sekélyebb valamely víztest, a sótartalom abszolút mennyiségének ingadozása annál nagyobb. Különösen nagy az ingadozás az időszakos vizeknél. A sótartalom alkatrészeinek viszonyos mennyisége azonban, ha valami nem mindennapi változás nem lép fel, állandó marad. Az ionok egyenérték-százalékos összetételében bekövetkező nagymértékű változások szinte majdnem minden esetben emberi tevékenység következtében történnek (*Woynarovich 2003*).

Az összesótartalom igen fontos az élőlények anyagcsere folyamatainak befolyásolásában. Biológiai szempontból a legjelentősebb a Ca^{2+} . Egyes algafajok eloszlása szoros kapcsolatot mutat a Ca^{2+} -koncentrációval. Az állatok közül a piócákkal, a csigákkal és az örvényférgekkel csak 20 mg/l Ca^{2+} koncentráció felett találkozhatunk, míg például a Desmidiáceák csak alacsony kalcium koncentrációnál fordulnak elő. A makrovegetáció normális életműködésének fenntartásához is feltétlenül szükséges a kalcium (*Andrikovics et al. 2003*).

A magnézium csak kis mennyiségben szerepel biológiai folyamatokban. Élettani értelemben mikroelemként funkcionál, a klorofill része, és különböző enzimatisus folyamatokban is részt vesz.

Több faj optimális növekedéséhez minimum 4 mg/l Na^+ - koncentráció szükséges. A Na^+ és a K^+ csak kis tér és időeloszlást mutat. Egyes kéalgák nátriumigénye igen nagy (*Andrikovics et al. 2003*).

A kalcium és a magnézium a halak biológiai folyamataiban esszenciális (csontok és pikkelyek felépítése, vérárvadás és más metabolikus reakciók). A halak közvetlenül a vízből vagy a táplálékból tudják felvenni a kalciumot és a magnéziumot. Mindamellet a kalcium a legfontosabb kétértékű ion a halak szempontjából. A szabad (ionizált) kalcium jelenléte a vízben csökkenti az egyéb sóvesztés lehetőségét (pl. nátrium, kálium) a halak testnedveiből. A nátrium és a kálium a normális szív-, idegrendszeri- és izomműködésért felelős a halak vérében. A kevés kalciummal rendelkező vizekben a halak nagyobb mennyiségű nátriumot és káliumot veszíthetnek. Néhány faj számára relative magas kalcium-koncentráció szükséges a túléléshez. A vizekben, ahol halakat is tenyésztene, az ajánlott szabad kalcium koncentráció 25-100 mg/l között van, az alkalinitás pedig 75-200 mg/l CaCO_3 . Azokban a vizekben, ahol közepes vagy nagy az alkalinitás (jó a pufferkapacitás) és a keménységi szintek is hasonlóak, a kémhatás semleges vagy enyhén lúgos (7-8,3).

A jól pufferelt víz kémhatása 6,5-9 között mozog. Az alacsony alkalinitású vizekben a kémhatás lehet alacsony (CO_2 és H_2CO_3 a légzés miatt) vagy veszélyesen magas (gyors és tömeges fotoszintézis). A növények általi karbonát-kioldás a bikarbonátból pH növekedést eredményezhet a nagy fitoplankton (alga) virágzáskor. Ez a pH növekedés alacsony alkalinitású vizekben jelenhet meg (20-50 mg/l) vagy középestől a magas alkalinitású vizekben (75-200 mg/l), ahol a vízkeménység kevesebb, mint 25 mg/l.

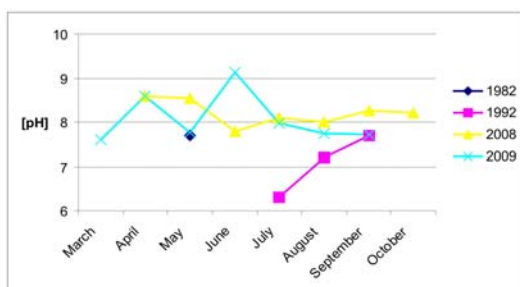
A magas bikarbonát-alkalinitást a lágy vizekben a nátrium- és a kálium-karbonátok okozzák, amelyek jobban oldódnak, mint a kalcium- és magnézium-karbonátok. A 20 mg/l alatti alkalinitású tavak általában nem produkálnak nagy algavirágzást és általában nem történik bennük drasztikus pH növekedés az intenzív fotoszintézis miatt.

Elmondható, hogy a vizsgált víztestek pufferkapacitása jó, alacsonyabb a Kender- és a Vörös-tó esetében, lágyabb vizekről van szó, amelyek kalciumban és magnéziumban szegényebbek. A kalcium gyakran van 25 mg/l alatt a két tó esetében. A Papverme-tó, de különösen a Tengerszem-tó, a Jósua-patak, a Gyökérréti-kutak és a Fekete-forrás esetében a kalciumion-koncentráció viszont túlnyomórészt 100 mg/l felett van és az alkalinitásuk is magas.

A kémhatás esetében elmondható, hogy az Aggteleki-tó pH értéke túlnyomórészt a lúgos tartományban mozog, bár az első évhez képest csökkenés tapasztalható, ekkor 9-10 között mozog az értéke, 2009-ben ez valamivel kevesebb, de átlagosan még mindig 9,04, 2010-ben viszont 9,12 a maximum érték, átlagosan pedig 8,3. Az Aggteleki-tó esetében ennek a szokásosnál valamivel lúgosabb kémhatásnak a hátterében valószínűleg az asszimilációs lúgosodás áll, ezzel együtt pedig erős eutróf állapotra utal. Ez valamelyest a csapadékban az előző évekhez képest jóval gazdagabb 2010-es évben normalizálódik, a csapadékkal való kapcsolatot a későbbiekben tárgyalom.

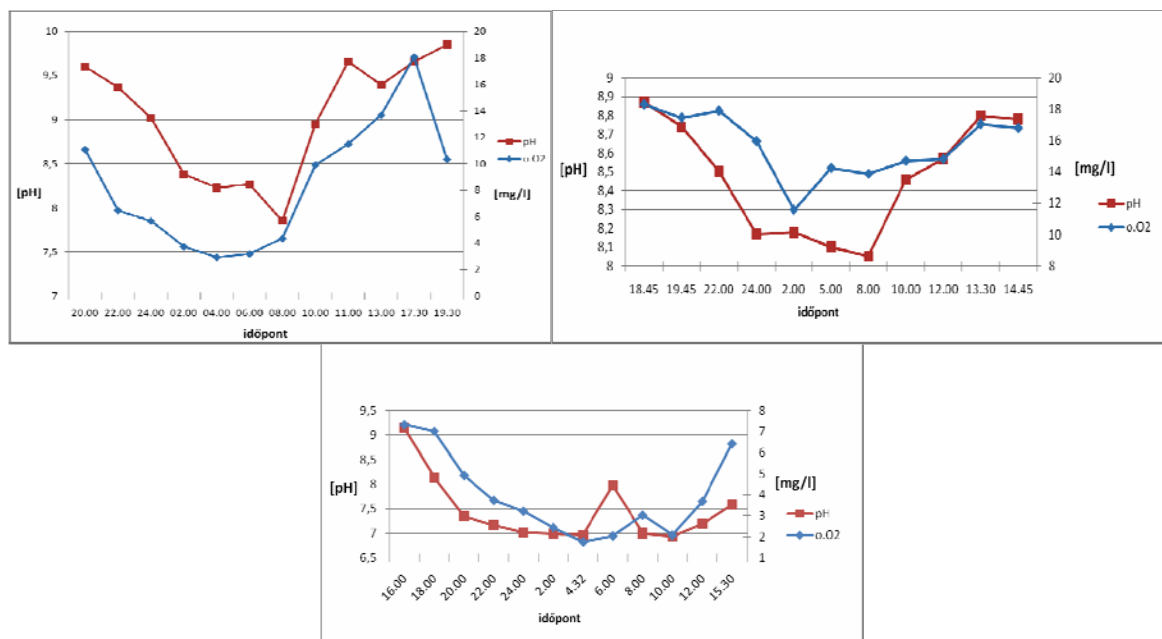
Az Aggteleki-tó több paraméterét (oldott oxigén, oxigén-telítettség, pH, lég-, víz hőmérséklet) 24 órán keresztül is rögzítettem 2009.08.24-én két órás mérésközökkel (13/a ábra), hogy megfigyelhessem az egy napon belül előforduló ingadozásokat, mert ezzel átfogóbb képet kaptam a trofitás állapotáról. Ennek a tónak az esetében azt tapasztaltam, hogy jelentős volt az egy napon belüli ingadozás. A kémhatás 20.00-tól reggel 8.00-ig több mint 1,5 egységnyi zuhan egészen a semleges szintig, ez viszont rövid időn belül (2-3 óra)

visszaállt az esti lúgosabb (~9,5) állapotba. A *Kender-tó* esetében a kémhatás átlagértéke mindhárom évben 7 körül mozog, 2009-ben valamivel nagyobb szórással. 2008-ban és 2010-ben 1-1 alkalommal – augusztusban – valamivel lúgosabbnak adódik, 2009-ben pedig az adatok egy része egyenletesebben a lúgos tartomány felé nyúlik el, de az Aggteleki-tó értékei alatt marad. Ennek a tónak az esetében, mivel nem érkezett semmilyen többletterhelés, főként természetes folyamatok zajlanak, ezért az Aggteleki-tónál az aszályosabb időszak és a nagyobb tápanyag-mennyiség növelhette az algák denzitását, ezzel együtt a trofitási fok és a kémhatás növekedését is. A *Papverme-tó* kémhatása mindhárom évben enyhén lúgos, átlagosan 8 körül alakul, 2009-ben kissé alacsonyabb. Összehasonlítva a régebbi adatokkal (12. ábra) az látszik, hogy 1982-ben ugyanabban a hónapban mért adat egyezik a 2009-ben mérttel, de az 1992-ből származó adatok alacsonyabbak az általam mértéknél és csak szeptemberre érnek el hasonló értéket (ez tájékoztató jellegű, mivel nem tudjuk, mely napszakban mértek korábban). Összességében elmondható, hogy jelenleg enyhén lúgos kémhatás jellemző rá, míg 1992-ben inkább semlegeshez közelebb írható le. 2009. 04.25-én



12. ábra: A Papverme-tó kémhatása az egyes években

ezen a tavon is 1 napon keresztül 2 óránként mértem a víz kémhatását, az oldott oxigént, az oxigéntelítettséget, a víz és a levegő hőmérsékletét (13/b ábra). Napközben a pH majdnem eléri a 9-et, éjszakára pedig 8-ig esik vissza, ez viszonylag kis ingadozásnak tekinthető. A *Tengerszem-tó* esetében 2009-ben és 2010-ben is nagyrészt állandó pH-t mértem, az átlagos érték 7,5 körül alakul. A *Vörös-tó* esetében sincsenek nagy eltérések a 3 év között, az adatok valamivel jobban szórnak, az átlag azonban itt is 7,5 környékén állandósul. A 24 órás mérés során (2009.07.24) rögzített adatok alapján látható, hogy a kémhatás esetében a délutáni órákban a lúgos tartomány dominál, ez már az esti órákra a semleges környékére esik vissza és legközelebb másnap déltájt emelkedik újra (13/c ábra).



13. ábra: a) Az Aggteleki-tó b) a Papverme-tó c) A Vörös-tó pH és O₂ profilja

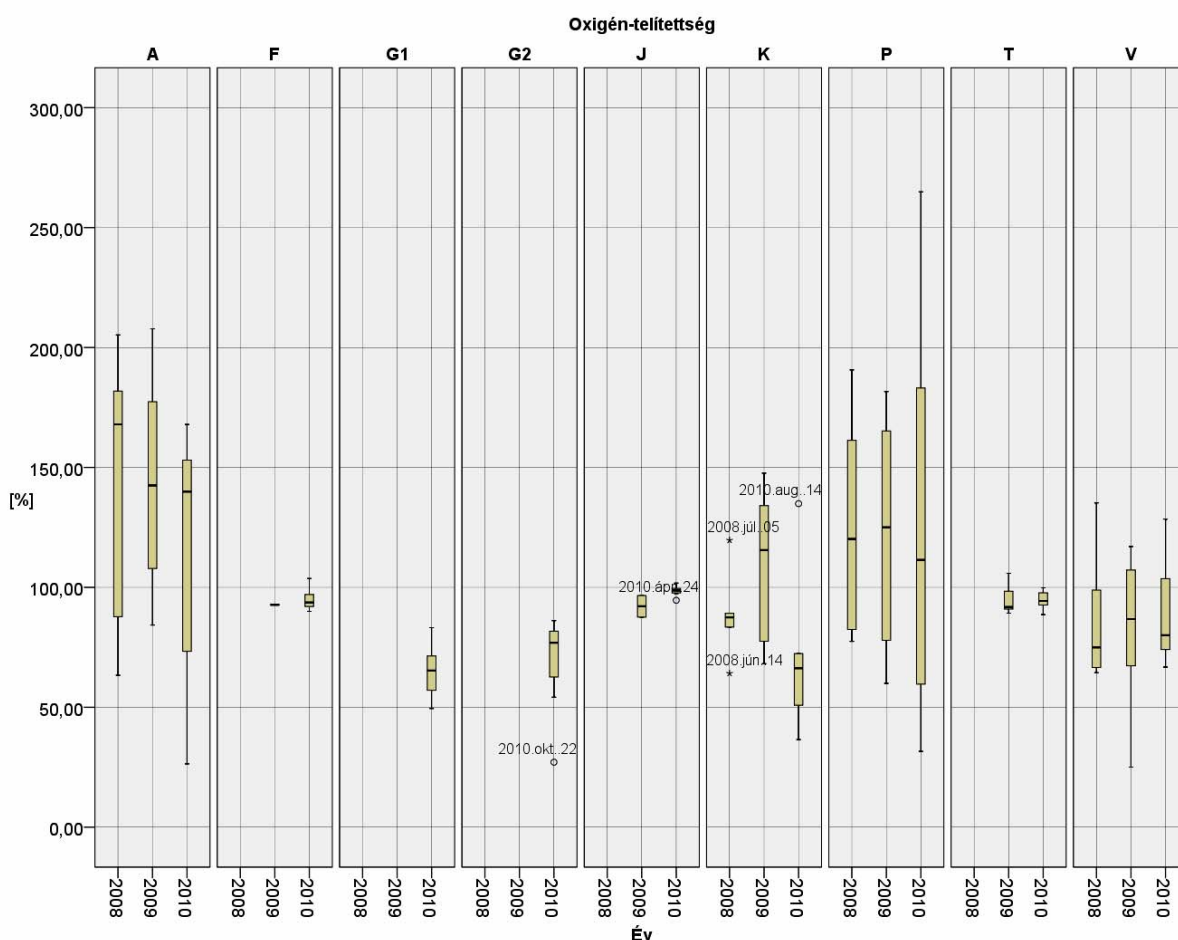
Wurts és Durborow (1992) alapján egy halastó kémhatása kb. 7-8 között kellene, hogy mozogjon, mert ez közel van a halak vérenek kémhatásához (7,4), de a savas tartományban 5-ig, a lúgosban 10-ig még megélnek. Ez általában teljesül, de a Papverme- és az Aggteleki-tó esetében napközben jártak az értékek a felső határnál. Az Aggteleki-tóban csak ritkán találtam halakat, ami valószínűleg ennek és a nagy oxigénszint-ingadozásnak is köszönhető. A következőkben kitérek a vas- és mangántartalom elemzésére, mert az MSZ 12749:1993 sz. szabvány szerint egy paramétercsoportba tartozik a kémhatással és a vezetőképességgel. Nagyobb mennyiségű vastartalom figyelhető meg elsősorban a *Kender-* és a *Vörös-*, valamivel kevesebb a *Papverme-* és az *Aggteleki-tavaknál*, a mérési évek alatt csökkenő tendenciával. A többi megfigyelt víztest esetében mennyisége elhanyagolható. A mangántartalom a *Kender-* és az *Aggteleki-tavaknál* jelentkezik a legnagyobb mennyiségben, 2009-ben a *Fekete-forrás* esetében is kimutatható, valamint nagyon kis mennyiségben 2010-ben a 2. *Gyökérréti-kútnál*, a *Papverme-* és *Vörös-tavaknál* 2009-ben és 2010-ben, a többi esetben elenyésző.

Az 'egyéb' paramétercsoport alapján a vizsgált vizek minősége a következőképpen alakul: a *Papverme-tó* esetében a mangántartalom kivételével mindegyik paraméter alapján gyakran akár a közepesig is romlik a víz minősége.

A *Fekete-forrás* csak a vezetőképesség miatt kerül a jó (II.) kategóriába. A *Vörös-* és a *Kender-tó* esetében a vas-, utóbbinál a mangántartalom miatt soroljuk őket a szennyezett (IV.) és erősen szennyezett (V.) osztályba. Az *Aggteleki-tónál* a kémhatás és a vezetőképesség a vízminőségromlás okozói (III.-V.). A *Tengerszem-tó* és a *Jósza-forrás* pedig a vezetőképesség miatt kerül a II. vízminőségi osztályba.

A vizek *oxigénellátottságáról* nagyon sok információt rejt magában az oxigéntelítettség. Az oxigéntelítettség az aktuális oxigén-tartalomnál lényegesen többet árul el az oxigén háztartásról, mivel a koncentráció hőmérséklet függését is magába foglalja. Ezzel együtt az oxigén-háztartás legjobb indikátora, mert szinte minden hatást (pl. hőmérséklet,

szervesanyag terhelés, fotoszintetikus oxigéntermelés, stb.) visszatükröz. Kiváló víznél többnyire 70-80%-os telítettség a határérték. A magyar szabályozás a felső értéket is korlátozza, ugyanis a magas trofitás esetén különösen nappal gyakran túltelített a víz. Az Aggteleki-tó esetében mindhárom évben túltelítettség jellemző, ami ugyanúgy, mint a kémhatás, szintén jelentős alga-denzitásra utal. A középérték mindhárom mérési évben 100 %-os telítettség feletti értékeket mutatott. A Kender-tó esetében 100 % környékén alakul, ez ideálisnak mondható, egyedül 2010-ben csökken kb. 60 %-ra. A Papverme-tó esetében szintén túltelítettség jellemző, ami elsősorban a tavaszi-nyári időszakban jelentkezik. A Tengerszem-tó esetében kedvező, 100 % körüli az oxigéntelítettség, az értékek nem szórnak. A Vörös-tónál hasonló a helyzet, azonban itt nagyobb az adatok szórása. A Fekete-forrás és a Jósfa-patak oxigéntelítettsége 100 % körül mozog a mérés időtartamában, a Gyökérréti-kutakban pedig 65-70 % körül alakul (14. ábra). Az oldott oxigéntartalom nagy jelentőségű a felszíni vizek és néhány esetben a szennyvizek minősítésénél. A vízi élőlények meghatározott oxigénigénnyel rendelkeznek (pl.: pisztráng $c.O_2 > 6 \text{ mg/dm}^3$, ponty $c.O_2 > 4 \text{ mg/dm}^3$). A redoxpotenciált, az öntisztulási folyamatokat nagymértékben befolyásolja az oldott oxigéntartalom (Horváth 2000). Ebből a szempontból nagyobbraért mindhárom évben kiválónak mondható a vizsgált víztestek állapota.



14. ábra: Az oxigéntelítettség alakulása az egyes víztestekben

Figure 1 consists of nine box plots arranged in two rows, showing the distribution of chemical oxygen demand (ps) in mg/l for different water samples (A, K, P, V, F, G1, G2, J, T) across the years 2008, 2009, and 2010. The y-axis represents the concentration in mg/l, and the x-axis represents the year (Év).

Top Row (A, K, P, V): The y-axis ranges from 0.00 to 80.00 mg/l. The plots show median, quartiles, and outliers for each year.

- A:** Median values are around 18-20 mg/l. Outliers are present in 2008 (2008.jún.14) and 2009.
- K:** Median values are around 20 mg/l. Outliers are present in 2008 (2008.jún.14), 2009 (2009.okt.26, 2009.márc.08), and 2010.
- P:** Median values are around 12-15 mg/l. No outliers are present.
- V:** Median values are around 10 mg/l. No outliers are present.

Bottom Row (F, G1, G2, J, T): The y-axis ranges from 0.00 to 4.00 mg/l. The plots show median, quartiles, and outliers for each year.

- F:** Median values are around 1.2 mg/l in 2009 and 0.9 mg/l in 2010. Outliers are present in 2009 and 2010 (2010.júli.31).
- G1:** Median values are around 1.0 mg/l. Outliers are present in 2009 and 2010 (2010.jún.20).
- G2:** Median values are around 1.9 mg/l. Outliers are present in 2009 and 2010.
- J:** Median values are around 1.2 mg/l. Outliers are present in 2009 and 2010.
- T:** Median values are around 0.6 mg/l. Outliers are present in 2009 and 2010.

- 53 -

A kémiai oxigénigény alapján tehát megállapítható, hogy 2010-ben a Tengersizem-tó és a Jósva-patak kivételével mindenhol csökkennek az értékek, ezáltal pedig, ha kis mértékben is, de javul a vízminőség. A Tengersizem esetében a Jósva-forrás által szállított megnövekedett terhelés miatt lehetnek magasabbak az értékek a 2010-es csapadékosabb évben, de a vízminősége ettől még kiváló ebből a szempontból. Az összes többi állóvíz esetében a nagyobb csapadékmennyiség a víztömeget növelte, esetleg hígította, ilyen módon javítva a vízminőséget.

A permanganátos kémiai oxigénigény értékei alapján a 2. táblázat ad egy összefoglaló áttekintést az uralkodó szaprobitási viszonyokról.

2. táblázat: A szaprobitás alakulása a vizsgált felszíni víztestekben

	2008	2009	2010
Papverme-tó	alfa-mezoszaprobikus	alfa-mezoszaprobikus	alfa-béta-mezoszaprobikus
Gyökérréti-tó	alfa-béta-mezoszaprobikus	-	alfa-béta-mezoszaprobikus
Fekete-forrás	-	oligoszaprobikus-katarobikus	oligoszaprobikus-katarobikus
Vörös-tó	alfa-mezoszaprobikus	alfa-béta-mezoszaprobikus - alfa-mezoszaprobikus	-
Kender-tó	alfa-mezoszaprobikus	alfa-mezoszaprobikus	alfa-mezoszaprobikus
Aggteleki-tó	alfa-mezoszaprobikus	alfa-mezoszaprobikus	alfa-mezoszaprobikus
Tengersizem-tó	-	katarobikus	katarobikus - oligo-béta-mezoszaprobikus
Jósva-forrás	-	oligoszaprobikus	oligo-béta-mezoszaprobikus - katarobikus
Jósva-patak	-	oligoszaprobikus	oligo-béta-mezoszaprobikus - katarobikus

Az oxigénháztartás általam mért paraméterei alapján a vízminőség a következőképpen alakul a vizsgált víztestekben: a *Papverme-tóban* 2008-ban és 2009-ben a tűrhető (III.) vízminőségi osztályt éri el a víztest, több hónapban előfordul azonban a szennyezett (IV.) kategória is, a tó nyugati oldalán levő mintapontok esetében (P5, P6) az erősen szennyezett osztály is jellemző több hónapon keresztül. A 2010-es évben kevésbé egységes a kép, a tavaszi hónapokban még jó (II.) a vízminőség, míg a nyári hónapoktól erős visszaesés tapasztalható, egészen az erősen szennyezett (V.) kategóriáig. A legrosszabb vízminőségi kategóriák ebben az esetben az oxigéntelítettség miatt fordulhatnak elő, a kémiai oxigénigény pedig szintén a tűrhető kategóriában állandósul majdnem az egész év során, a 2010-es év tavaszán és őszén valamelyest javul a helyzet. A *Vörös-tó* vízminősége is tűrhető (III.) minhárom évben ebből a szempontból, néhány kivételtől eltekintve (2008 júliusa, 2009 tavaszi hónapjai, 2010 májusa és októbere), ekkor kiváló (I.) és jó (II.) a vízminőség. A

kiváltó ok ebben az esetben elsősorban a kémiai oxigénigény, de időnként az oxigéntelítettség is.

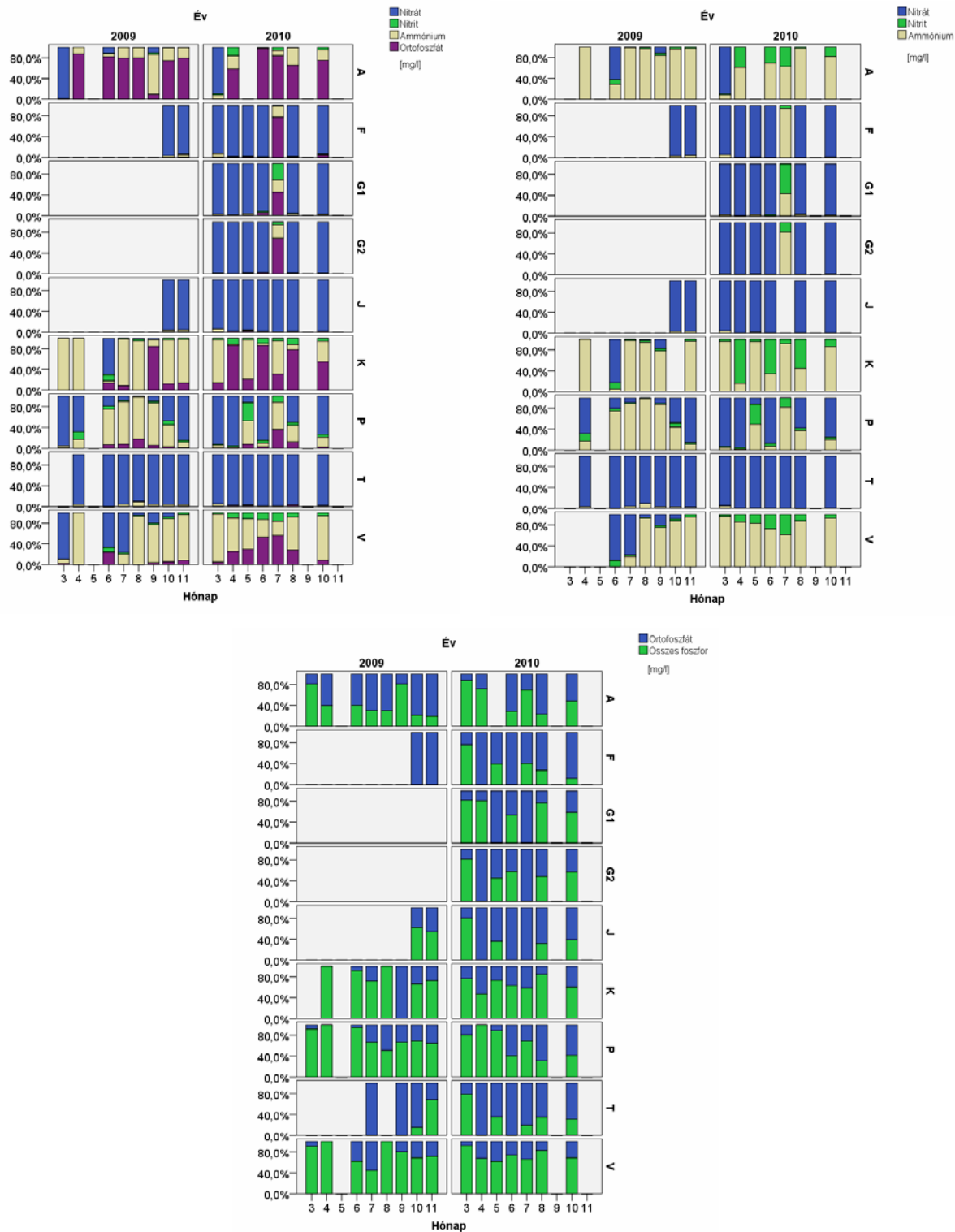
A *tápanyagformák* összehasonlító elemzését 2009-ben és 2010-ben végeztem el a 2008-as adatsorok hiányos volta miatt, azonban az abszolút mennyiségek elemzésénél ezek is előkerülnek majd.

A különböző tavakban, kutakban és forrásokban eléggé eltérő az egyes tápanyagformák egymáshoz viszonyított aránya (16. a) b) c) ábra). Az Aggteleki-tó esetében az uralkodó tápanyagforma az ortofoszfát-ion, amely átlagosan az összes tápanyag 60 %-át adja. Ezenkívül az ammónium-ion van jelen döntő mennyiségben, nitrit és nitrát ion csak időnként fordul elő. A *Kender-tó* esetében egyik ionról sem állapítható meg, hogy döntő mennyiségben és állandóan jelen van, a két leggyakoribb az ammónium és az ortofoszfát ion, 2009-ben inkább az előbbi van uralkodóan jelen, míg 2010-ben havonta változik, hogy az előbbi vagy az utóbbi van többségben. 2010-ben a nitrit is megjelenik nyomokban, azokban a hónapokban, amikor az ortofoszfát az uralkodó, ennek a mennyisége is emelkedik. A *Papverme-tó* esetében szinte egész évben az ammónium-ion koncentrációja a legnagyobb, kivéve a tavaszi és az őszi hónapokat, amikor a nitrát veszi át ezt a szerepet. Ugyanekkor a nitrit kis mennyiségű jelenléte is detektálható. Nyáron az ammónium mellett az ortofoszfát részaránya növekszik meg, de nem döntően. A leghomogénebb mintázat a *Tengerszem-tó* esetében mutatkozik, a nitrátion döntő mennyiségben van jelen mindkét évben (80-90 %), a maradékot az ammóniumion teszi ki, 2010-ben pedig kis mennyiségben az ortofoszfátion is megjelenik. A *Vörös-tó* esetében a két év mintázata meglehetősen különbségeket mutat, a közös bennük, hogy mindkét évben az ammóniumion az uralkodó egy-két kivételtől (pl. 2009 június) eltekintve. 2009 júniusában az ortofoszfát tartalom is magasabb, a nitrátion pedig még júliusban is az összes tápanyagmennyiség felét teszi ki. Ezt követően novemberig már csak nyomokban van jelen, akárcsak a szeptemberben újra jelenlévő ortofoszfát. 2010-ben ehhez képest a nitrátion egyáltalán nem jelenik meg, hanem az ortofoszfát mennyisége nő meg nyárra (júliusi maximummal), tavasszal és ősszel lecsökken, a nitrit-tartalom szintén ugyanezt a mintázatot követi, csak kisebb mennyiségben.

Amennyiben először megvizsgáljuk a szervesetlen nitrogénformákat, akkor összegezve elmondható, hogy a *Tengerszem-tó* kivételével mindenütt az ammóniumion az uralkodó. A *Tengerszem-tó* esetében a nitráté ez a szerep és mennyisége szintén nagyobb a *Papverme-tó* esetében a 2010-es évben, valamint 2009 tavaszán és őszén. Ezenkívül alkalmanként megjelenik a többi tó esetében is főként júniusban, az *Aggteleki-tó* esetében 2010 márciusában és a *Vörös-tó* nyári hónapjaiban állandó, de kisebb mennyiségben. A *Tengerszem-tó* esetében amiatt fordulhat ez elő, mert a Baradla vízgyűjtőjén több helyen lehet szántóföldi művelés, ahonnan a műtrágyázások után nagyobb mennyiség mosódhat be a barlangba és így a Jósvalforrásba. A *Papverme* esetében szintén van közvetlen hozzáfolyás, itt is lehet műtrágya a forrás, de ugyanúgy a települési szennyvíz, amely Szilicén keletkezik.

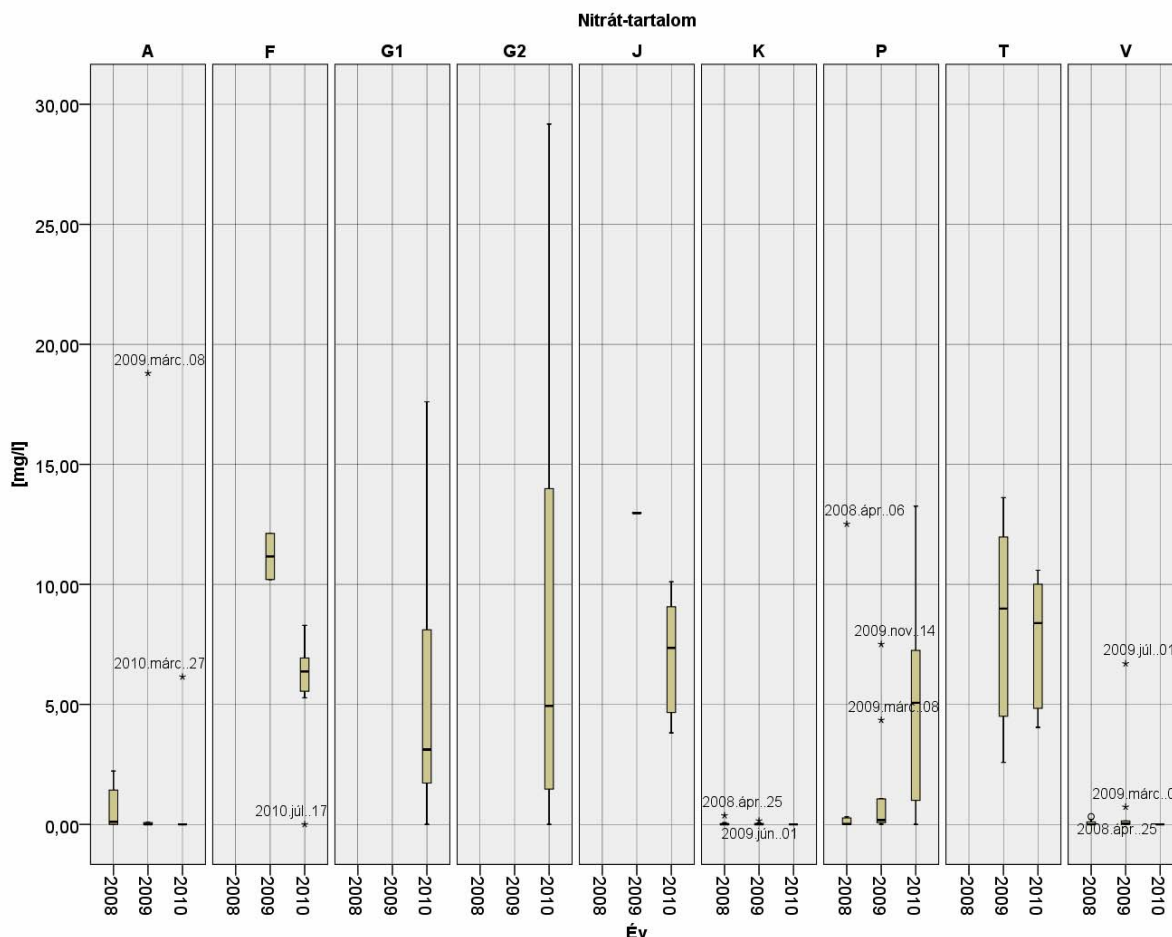
Az ortofoszfát mennyiségét vizsgálva látszik a részesedése az összes foszfor mennyiségéből. Kis részarányát állapíthatjuk meg a *Kender-* és a *Vörös-tavak* esetében (~5-10 %), a legnagyobb arányban pedig a *Tengerszem-tóban* van jelen, azonban itt kicsi az abszolút mennyisége. A legnagyobb abszolút mennyiségeket az *Aggteleki-tónál* mértem, itt,

különösen 2009-ben az összes foszformennyiség felét is kiteszi, 2010-ben ez valamivel kevesebb. Szintén magasabb az ortofoszfátion aránya a *Papverme-tónál* (~20 %), 2009-ben a nyári hónapoktól egyenletesebb előfordulással, míg 2010-ben néhány nyári hónapban megugró mennyiséggel.



16. ábra: a) b) c) Tápanyagformák és egymáshoz viszonyított arányuk a vizsgált víztestekben

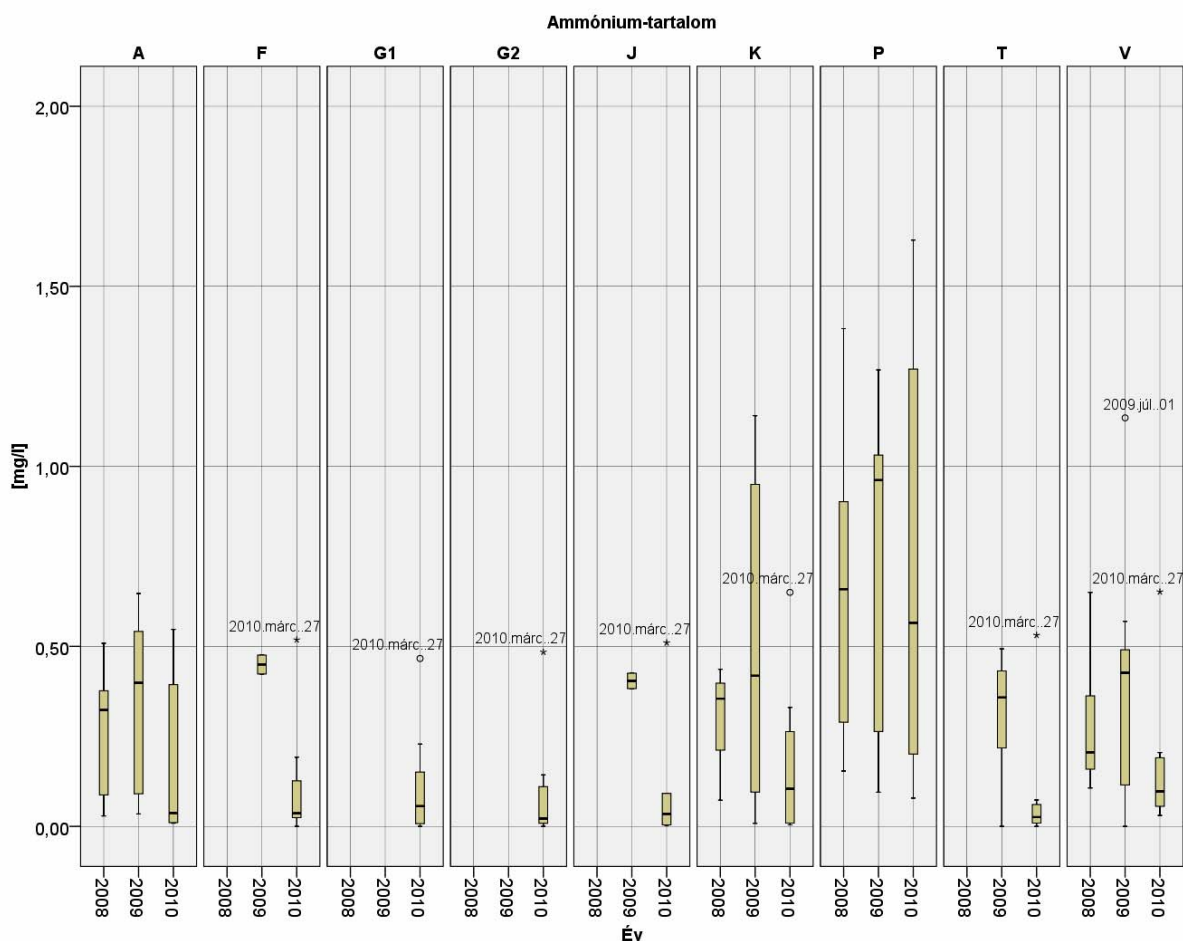
Az nitrát abszolút mennyiségeit tekintve (17. ábra) a legmagasabb értékeket a 2. Gyökérréti-kútban mértem. A Fekete- és a Jósza-forrásbeli átlagos koncentráció 2009-ben 11,16 mg/l és 13 mg/l. Ezenkívül mindkét mérési évben nagyobb a koncentrációja a Tengerszem-tóban (8,01 mg/l) és a 2. Gyökérréti-kútban 2010-ben (8,74 mg/l). Csekély a mennyisége az Aggteleki-, Vörös- és a Kender-tavak esetében.



17. ábra: A nitrát-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben

Magasabb nitrit értékeket mértem a Papverme-tó esetében, főként 2010-ben (0,24 mg/l = szennyezett (IV.) vízminőségi kategória), többi víztest esetében ez nem jelent gondot (max. közepes (III.) vízminőség).

A legmagasabb ammónium értékekkel szintén a Papverme-tó esetében találkozunk (átlagosan 0,7 mg/l), ami itt a lúgosabb kémhatás és 2008-2009 nyarán magasabb mérgező ammónia részarányt is jelez. Ugyanez a veszély jellemző az Aggteleki-tóra is, ahol bár az abszolút értékek kisebbek, azonban jóval lúgosabb a kémhatás és magasabb a víz hőmérséklete. A többi víztest esetében nincs kiugró átlagérték, leszámítva talán a Kender-tó 2009-es átlagát (0,52 mg/l), minden további esetben 0,5 mg/l alatt vannak az átlagok (jó (II.) vízminőségi osztály) (18. ábra).



18. ábra: Az ammónium-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben

A halállomány egészségét befolyásoló ammónia mennyiségének alakulása lényeges szempont egy tavi ökoszisztémában. Az ammóniát a növények és az állatok választják ki, valamint az élő szervezetek és a szennyvíz baktériumok általi lebontása során, ipari emissziók és a műtrágya- bemosódás következtében fordulhat elő a vizekben (Randall, Tsui 2002).

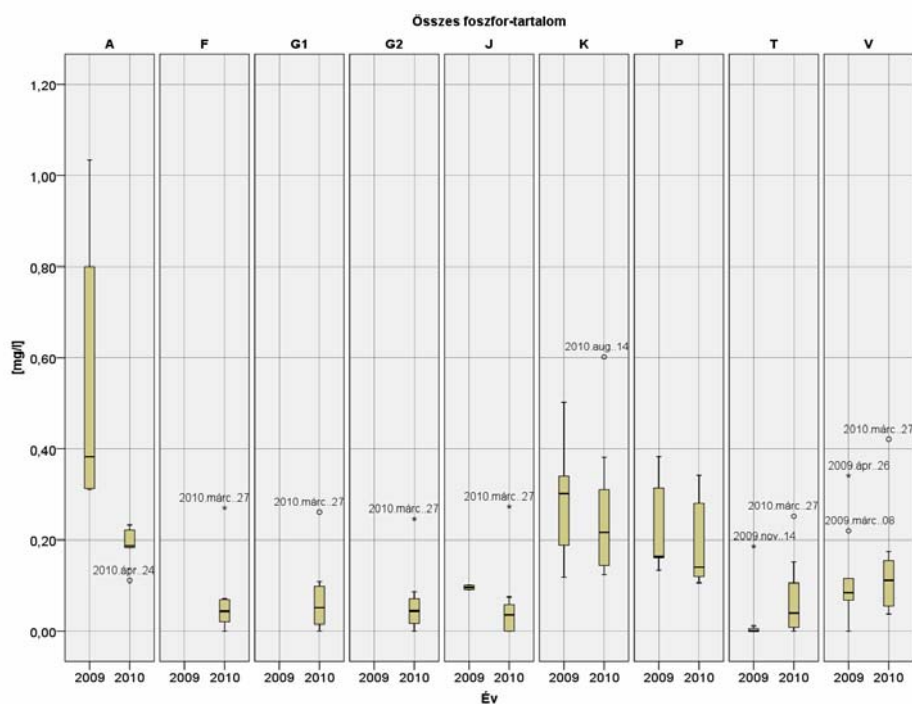
Az ammónia szabad, nem ionos forma, a legtöbb biológiai membrán számára átjárható és az élőlényekre idegméregként hat (Szilágyi 2007), nagyobb arányban lúgos pH-n és magasabb vízhőmérsékletnél képződik az ammóniumionból. A tápanyagokkal túlterhelt tavakban a meginduló algavirágzások miatt jelentkező asszimilációs lúgosodás következtében a kémhatás a lúgos tartományba tolódik. Különösen veszélyeztetettek ilyen szempontból a meszes alapkőzetű területek, amelyek még fokozhatják a hatást. Ezért főként nyáron alakulhat ki a halakra nézve mérgező koncentráció.

Az ammónia – különösen a tartós jelenléte – már igen kis mennyiségben is ártalmas lehet a halak egészségi állapotára nézve. Ez egyrészt gondot jelent azokban a tavakban, amelyeket haltenyésztésre használnak, illetve más állóvizekben jelezheti azt, hogy ez az ökoszisztéma már nem képes a magasabbrendű állati élet eltartására, tehát csökken a faji diverzitás. A tápanyagterhelés közvetlen hozzájárulása a magasabb ammónia-arány elérésében elsősorban egy nagyobb ammónium-inputot jelent, továbbá közvetett módon is megmutatkozik: a tápanyagbőség következtében elszaporodó algák magas fotoszintetikus

aktivitásuk miatt a kémhatást a lúgos irányba tolják, valamint megnövelik a víz zavarosságát, amely az ammónia-képződés szempontjából lényeges másik paramétert, a víz hőmérsékletet emeli. A vízben szuszpendált részecskék (talaj, algák) abszorbeálják és szórják a napfényt, ezért az ilyen állóvizek felszíni rétegének víz hőmérséklete (különösen a déli órákban) megnövekszik (*Paaijmans et al. 2008*).

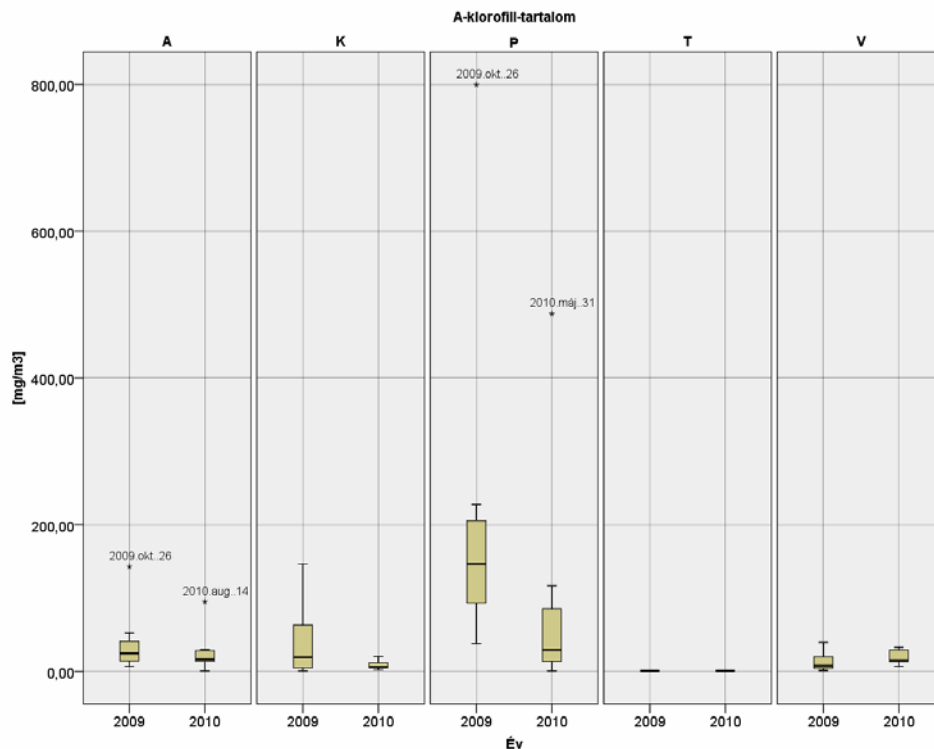
Az ammónia lehetséges értékeit halegészségügyi hatásuk szempontjából 4 osztályba soroltam: amikor nincs károsodás, amikor már felléphet bizonyos irritáció (étvágy, emésztés romlása), mérgezés következhet be, illetve a gyorsan kialakuló tömeges halpusztulás (*Szakolczay 1997*). Méréseim között ez utóbbira nem volt példa, azonban vizsgálataim során arra a következtetésre jutottam, hogy a vizsgált tavakban bizonyos időszakokban (elsősorban nyári napokon) fennáll e szélsőséges állapot kialakulásának veszélye. Ez elsősorban az *Aggteleki-* és a *Papverme-tavakra* jellemző állapot 2008-ban és 2009-ben, ahol a stressz már fennáll.

Az *ortofoszfát*-tartalom tekintetében az *Aggteleki-tó* hozza a legmagasabb értékeket, az első két évben átlagosan 1,1 mg/l (erősen szennyezett (V.) vízminőségi kategória), 2010-re ez csökken, azonban még mindig nem jelent minőségi változást. A többi víztest átlagosan közepesnek (III.) tekinthető ebből a szempontból, néhány negatív kivételtől eltekintve (pl. a *Fekete-forrás*, a *Papverme-* és *Tengerszem-tavak* 2010-ben, a *Kender-tó* 2009-ben és 2010-ben és a *Vörös-tó* 2008-ban). Az *összes foszfor-tartalmat* tekintve (19. ábra) a *Fekete forrás*, a *Tengerszem-tó*, a *Jósva-patak* és a *Gyökérréti-kutak* átlagosan a jó (II.) vízminőségi osztályozásba esnek. Ettől csak kicsivel rosszabb a helyzet a *Vörös-tó* esetében, amely ezen az alapon közepes (III.) minősítést kap, ugyanígy a *Papverme-* és az *Aggteleki-tó* 2010-ben. A *Kender-tó* mindvégig, a *Papverme-tó* 2009-ben szennyezett (IV.), az *Aggteleki-tó* 2009-ben erősen szennyezett (V.). A foszfor nagyobb koncentrációi azonban a benőtt vízfelületű víztestekben a vízi növényzet lebontásából is származhatnak (*Izaguirre et al. 2004*).



19. ábra: Az összes foszfor-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben

Az *a*-klorofill tartalom alapján az *Aggteleki-tó* átlagosan mindkét évben közepes (III.) minősítést kap, bár 2010-ben csökken a koncentráció. A *Kender-tó* előbb közepes (III.), majd 2010-ben kiváló minősítést ért el. A *Papverme-tó* mindkét évben szennyezettnek (IV.) minősül, bár itt is jelentős csökkenés tapasztalható. A *Vörös- és a Tengerszem-tavak* kiváló (I.) minősítésűek, illetve a *Vörös-tó* 2010-ben összességében jót (II.) (20. ábra).



20. ábra: Az *a*-klorofill-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben

A tavak trofitási állapotát az *a*-klorofill-tartalom alapján a 3. táblázatban foglaltam össze (a Tengerszem-tó azért nem került be, mert az *a*-klorofill-tartalom alapján mindvégig ultra-oligotrófikus).

3. táblázat: A trofitás alakulása a vizsgált víztestekben

Papverme-tó	2009	2010
március		eutrofikus
április	politrofikus	mezo-eutrofikus
május	eu-politrofikus	politrófikus
június	eutrófikus	ultra-oligotrófikus
július	eu-politrofikus	eu-politrófikus
augusztus	eu-politrófikus	oligotrófikus
szeptember	mezo-eutrófikus	mezo-eutrófikus
október	politrofikus	

Vörös-tó	2009	2010
március		oligo-mezotrófikus
április	oligotrófikus	mezotrófikus
május	mezotrófikus	mezotrófikus
június	mezo-eutrófikus	mezo-eutrófikus
július	oligo-mezotrófikus	mezo-eutrófikus
augusztus	oligo-mezotrófikus	mezotrófikus
szeptember	oligo-mezotrófikus	mezo-eutrófikus
október	mezo-eutrofikus	

Kender-tó	2009	2010
március		oligo-mezotrofikus
április	mezo-eutrofikus	mezotrófikus
május	eutrofikus	mezotrófikus
június	mezotrófikus	oligo-mezotrófikus
július	oligo-mezotrófikus	oligotrófikus
augusztus	oligotrófikus	oligo-mezotrófikus
szeptember	ultra-oligotrofikus	mezo-eutrófikus
október	eu-politrofikus	

Aggteleki-tó	2009	2010
március		mezo-eutrofikus
április	mezotrofikus	mezo-eutrofikus
május	eutrofikus	ultra-oligotrofikus
június	oligo-mezotrófikus	mezotrófikus
július	mezo-eutrófikus	mezotrófikus
augusztus	mezo-eutrófikus	eutrófikus
szeptember	mezotrófikus	mezotrofikus
október	eu-politrofikus	

A tápanyagháztartás paramétereit alapján a vízminőség a következőképpen alakul: a *Papverme-tó* esetében 2008-ban jobb, 2009-ben és 2010-ben egyöntetűen romló tendencia jellemzi a vízminőséget. Ez egyrészt lehet azért, mert 2008-ban még kevesebb paramétert tudtam mérni, hiányzik az összes foszfor és az a-klorofill alapján történő értékelés. A nitrát és a nitrit tartalom alapján 2010-ben egyértelmű a romlás, az ortofoszfát-tartalomban ugyanez a tendencia mutatkozik, bár talán kevésbé jellemzően. Az összes foszfor-tartalom miatt is majdnem az egész mérési időtartam alatt egyöntetűen a szennyezett/erősen szennyezett osztályba sorolható. Az ammónium-koncentrációk elég vegyes képet mutatnak, a nyári időszakban és ősszel jellemzőek a nagyobb értékek és ezáltal a rosszabb vízminőség. Az a-klorofill tartalom 2009-ben a közepes és szennyezett vízminőségi kategóriát hozza, 2010-re ez javul. A P6-os mintavételi pontból vett minták minősége (szennyvízbefolyás) egyértelműen szinte végig a szennyezett (IV.) vagy erősen szennyezett (V.) kategóriában mozog. Összegezve 2009-ben és 2010-ben a *Papverme-tó* vízminőségét a tápanyagháztartás paramétereit alapján a szennyezett (IV.) és erősen szennyezett (V.) kategóriákban állandósul. A *Fekete-forrás* vízminősége 2009 végén és 2010-ben is a közepes és a szennyezett osztályok között mozog, oka a nitrát, ortofoszfát és összes foszfor koncentrációk alakulása.

A *Vörös-tó* esetében 2008-ban szintén jobb vízminőséget mértem, átlagosan a jó kategóriának (II.) felel meg, csak áprilisban és júniusban jellemző a szennyezett/erősen szennyezett kategória. 2009-ben tavasszal erősen szennyezett, nyártól pedig szennyezett minősítést kap, 2010-ben hasonló a helyzet, őszre javuló értékekkel. Ennek az okozója legfőképpen az összes foszfor, valamint kisebb részben az ammónium-tartalom.

A *Kender-tó* esetében is romló tendencia figyelhető meg, 2009-ben a jóról a közepes és szennyezett, 2010-re pedig túlnyomórészt az erősen szennyezett kategóriák a jellemzőek. Az okozó szintén az összes foszfor, 2010-ben az ammónium, tavasszal és ősszel az a-klorofill-tartalom, 2009 szeptemberétől az ortofoszfát-koncentráció.

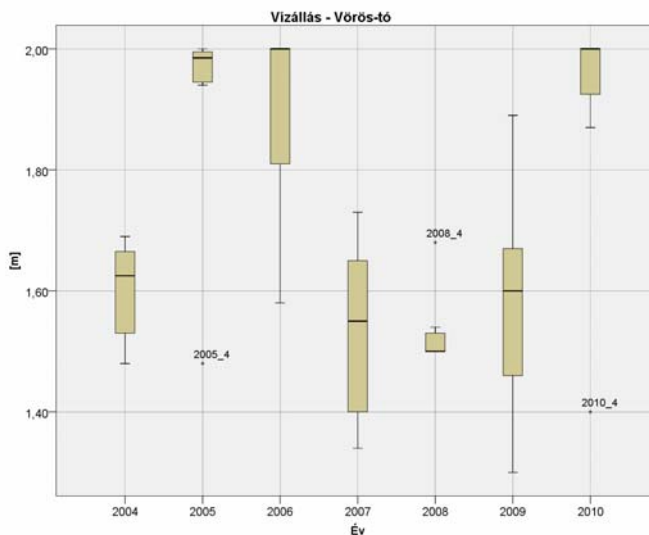
Az Aggteleki-tó vízminősége a legrosszabb ebből a szempontból, bár 2008-ban időnként még javul a víz minősége a közepesig, ezen túlmenően 2009-ben és 2010-ben főként a szennyezett/erősen szennyezett kategóriákban állandósul. Oka legfőképpen az ortofoszfát és az összes foszfor koncentráció, 2009-ben pedig az ammónium értékei is romlanak. Az a-klorofill-tartalom alapján átlagosan jóként (II.) és közepesként (II.) osztályozható a vízminőség.

A Tengersizem-tó és a Jósza-patak vízminősége átlagosan közepesnek mondható ebből a szempontból, 2009 áprilisában és augusztusában, valamint 2010 júniusában ennél jobb, 2009 júniusában, októberében és 2010 augusztusától ennél rosszabb vízminőség tapasztalható. A háttérben legfőképpen a nitrátion mennyisége áll, 2009 végétől pedig az ortofoszfát értékei is növekszenek.

V. 2. 2. FIZIKAI TULAJDONSÁGOK

A fizikai tulajdonságok közül a mélység, átlátszóság, zavarosság és a szín jellemzésére térek ki. A Papverme-tó látszólagos színe többnyire zöld vagy barnászöld. Nyáron és kora ősszel egy majdnem összefüggő algaoszólyeg úszik a víz tetején. 2009-ben ez csak szeptemberben jelentkezett erősebben, 2010-ben pedig már alig. A víz zavarossága átlagosan 10,5 NTU körül mozog a két mérési évben (2010-ben ez valamivel kevesebb), míg a 6. mintaveteli pontban (amely a befolyás a mezőgazdasági telep irányából) 107 NTU. A víz átlátszósága 2008-ban és 2009-ben 10-58 cm, 2010-ben 22-107 cm között mozgott, de a 2010-es átlag a legmagasabb. A tó átlagos mélysége 1,85 m, legmélyebb pontja kb. 2,46 m.

A Vörös-tó látszólagos színe főként világosbarna. Az egész vízfelszín úszó békaszőlővel (*Potamogeton natans*) sűrűn benőtt, amely az átlátszóságot rontja. A víz zavarossága 2009-ben 24,7 NTU, 2010-ben 13,2 NTU körül alakul. Az átlátszóság esetében a 3 mérési év nem nagyon különbözik egymástól, átlagosan 37,2 cm körül alakul, 2010-ben a legmagasabb. Mélységét a kihelyezett vízmérce segítségével rögzítettem 2004-2010 között (2007-ig az adatok az Aggteleki Nemzeti Park archívumából származnak). A legnagyobb vízmélység 2005-ben és 2010-ben tapasztalható (átlagosan 1,9 m). A legkisebb vízállások 2005-től 2009-ig jellemzőek (~1,5 m) (21. ábra).



21. ábra: A Vörös-tó vízállásának alakulása

A Kender-tó látszólagos színe zöldesbarna. Nagyon csekély a nyílt vízfelszín és az is sekély (~20-55 cm, 2010-ben nagyobb mélységű). A déli oldalon a víz mélyebb (~30-70 cm), de makrovegetációval (pl. gyékény, *Typha* spp.) teljesen benőtt. A víz zavarossága az északi oldalon valamelyest nagyobb (63,4

NTU), a déli oldalon átlagosan ennek a fele (32,13 NTU). A Kender-tó átlátszósága is elsősorban a déli part közelében értelmezhető az északi rész csekély mélysége miatt, így ez itt átlagosan 31 cm körül alakul és 2009-ben a legalacsonyabb (10,3 cm).

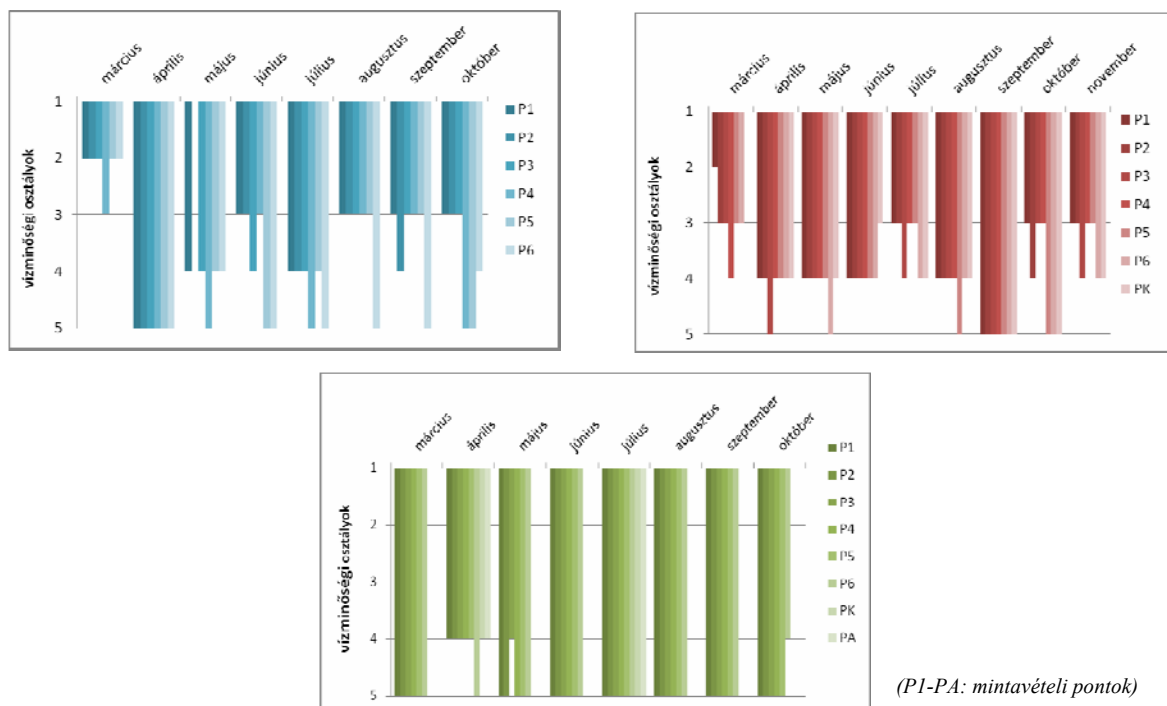
Az Aggteleki-tó látszólagos színe a barna és a fekete között mozog. A tó felszíne és a part is makrovegetációval benőtt (időnként irtják). A víz zavarossága 2009-ben átlagosan 8,9 NTU, 2010-ben 2,5 NTU körül mozog. Mivel szintén nem nagy mélységű (~46 cm), az átlátszósága főként a tó közepe felé értelmezhető. 2008-ban és 2010-ben átlagosan 43,5 cm, míg 2009-ben 24,5 cm.

A Tengerszem-tó látszólagos színe kobaltkék, többnyire egészen fenéig átlátszó (~2,06 m – a mólónál), ha nem vesszük figyelembe az úszó békaszőlőt (*Potamogeton natans*), amely a közepétől a déli partig majdnem teljesen betéríti a vízfelszínt. A víz zavarossága 0,5 NTU körül mozog 2009-ben és ennél a tónál a többivel ellentétben 2010-re valamelyest növekszik is (4,5 NTU). A Jósza-patak értékeiben és tendenciájában is hasonlít a Tengerszem-tóhoz (2009: 1,1 NTU, 2010: 4,5 NTU).

A Gyökérréti-kutak zavarossága 2010-ben 0,6 NTU (1. kút) és 1,6 NTU (2. kút) körül alakul. A Fekete-forrás zavarossága is nő 2010-re (6,2 NTU), 2009-ben 0,58 NTU.

V. 2. 3. RÉSZÖSSZEGZÉS

A Papverme-tó összesített vízminősége (22. a) b) c) ábra) 2008-ban átlagosan a 3. és 4. vízminőségi kategória között mozog. A paraméterek, amelyek a tűrhető, illetve szennyezett kategóriákhoz vezetnek, elsősorban az oxigéntelítettség, a kémiai oxigénigény, ammónium-tartalom, a kémhatás és a vastartalom. 2009-ben hasonló a helyzet, azonban az ekkortól mért nitrit, összes foszfor és a-klorofill értékek szintén hozzájárulnak a rosszabb vízminőséghez. 2009-ben a kémhatás közelebb volt a semlegeshez (kivéve júniust). Márciusban a vízminőség



22. ábra: A Papverme-tó összesített vízminősége a) 2008 b) 2009 c) 2010

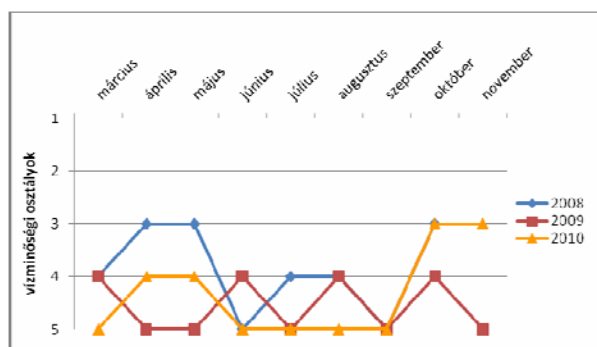
még mindkét évben jó, 2008-ban áprilisa leromlik (5. kategória), ezután pedig még a júniusi, az augusztusi és szeptemberi hónapokban nagyjából tűrhető. 2009-ben áprilisa szintén leromlik a vízminőség, ez júliusban visszahúzódik a tűrhető kategóriába. Ezután szeptemberig újra az 5. kategóriába való visszaesés tapasztalható, októbertől azonban ismét tűrhető. A 2009-től mért a-klorofill értékek a PK mintavételi pontban (vagyis a tó közepéről vett átlagmintában) jelennek meg. 2010-ben még inkább az erősen szennyezett kategóriában állandósul a vízminőség, ebben az évben az összes tápanyagforma nagyobb koncentrációban jelentkezik.

Ami a mezőgazdasági telep és a falu irányából érkező befolyást illeti (P6), szinte az összes mért paraméter alapján az erősen szennyezett vízminőségi kategóriába esik. A két év során néhányszor találtunk elpusztult állatokat a tónak ezen a részén (halakat, patkányt, nagyobb emlősöket). 2009 szeptemberében a befolyásnak erős ammónium jelenlétére utaló szaga volt, a mérés pedig 18,54 mg/l ammóniumot mutatott ki, ami arra utal, hogy hígtrágya került a befolyásba. A *Papverme-tó* esetében két jelentősebb szennyezőforrással számolhatunk: az egyik a mezőgazdasági telep és a falu felől érkező pontszerű befolyás, a másik a műtrágyahasználatból eredő szórt szennyezés. E két forrás jelentős vízminőségromlást eredményez, valamint veszélyezteti a tóval összeköttetésben álló barlangrendszerek élővilágát és klímáját is. Ez utóbbi terhelése annyiban mérséklődött, hogy a mérések alapján a Gyökérréti-kutak felől nem érkezik akkora szennyezés, mint pl. 1982-ben.

A korábbi adatokkal való összehasonlítás azt mutatja, hogy csökkenés tapasztalható a foszfor mennyiségben, az a-klorofill értékek viszont megnövekedtek. A nitrát-tartalom hasonlóan alakul, mint 1982-ben – a Fekete-forrásban lecsökkent, de valamivel még magasabb, mint a tavi koncentráció. A megnövekedett algamennyiséget tükrözik vissza az éves oxigéntelítettség adatok és az áprilisi oxigén-profil is. Az alkalinitás és az összes keménység lecsökkent 1982 óta, hasonlít viszont az 1992-ben mért értékekre. A kémhatás az enyhén lúgos tartományba tolódott. Számolni kell az időnként jelentkező magasabb ammónia mennyiséggel is, amely eléri a halakra nézve mérgező szintet (*Samu, Keveiné 2010*).

Az emberi hatás hasonlóan intenzív, mint 1982-ben vagy 1992-ben, ezt a vízminőség is visszatükrözi, amely mind a két évben a tűrhető, illetve a szennyezett kategóriákban állandósult.

A *Fekete-forrás* és a *Gyökérréti-kutak* vízminősége 2010-ben legalább 1-2 kategóriával jobb, mint a tavi vízminőség, de összességében így is a közepes és a szennyezett osztályok között mozog.



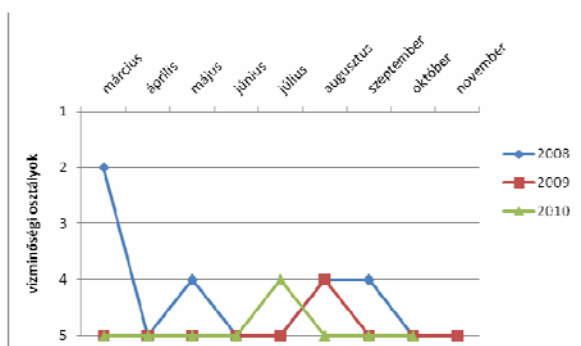
23. ábra: A Vörös-tó összesített vízminősége

A *Vörös-tó* összesített vízminősége (23. ábra) túlnyomórészt mindhárom évben szennyezettnek és erősen szennyezettnek adódik. Ez „köszönhető” egyrészt a magas vastartalomnak, ami a geológiai milióból ered (*Czirbus et. al. 2010*), másrészt pedig az összes foszfor tartalomnak. A kémiai oxigénigényt és az a-klorofill koncentrációt, időnként pedig az oxigén-telítettséget is

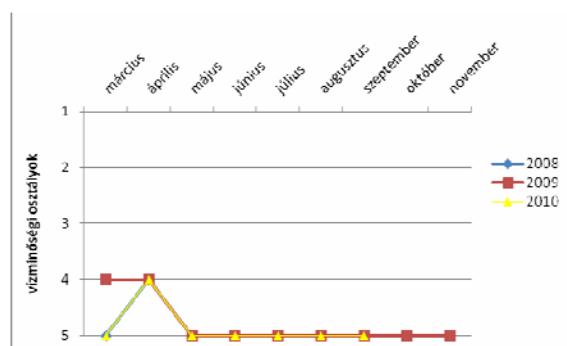
közepesnek lehetne minősíteni.

A *Kender-tó* összesített vízminősége (24. a) ábra) szintén a szennyezett és az erősen szennyezett kategóriák között mozog. Ennek a tónak az esetében is permanensen magas vastartalmat mértem, valószínűleg szintén a környező talajok miatt (nem véletlenül volt itt vaskohászat az Árpád-korban). Időnként a mangán értékei is magasabbak. 2008-ban és 2009-ben a kémiai oxigénigény miatt is igen rossz minősítést kap, ez 2010-re legalább egy kategóriát javul a közepesig (III.). Az oxigén-telítettség értékei viszont romlanak 2010-re. Szintén erősen szennyezett minősítést kap a tó az összes foszfor koncentráció miatt is.

Az *Aggteleki-tó* összesített vízminősége (24. b) ábra) egyöntetűen (a tavaszi időszakot leszámítva) erősen szennyezett (V.) és szinte az összes paraméter alapján. Kivételt az oxigénháztartás paraméterei jelentenek egy rövid időszakban 2009 őszétől 2010 nyaráig, az oldott oxigéntartalom, a nitrát/nitrit-tartalom, az ammónium-koncentráció, a vezetőképesség és a vastartalom 2010 tavaszától.

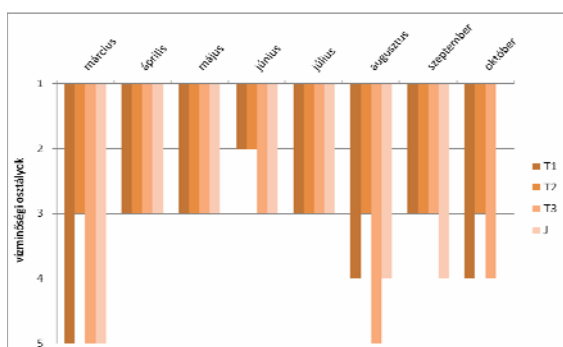


24. ábra: a) A *Kender-tó* összesített vízminősége



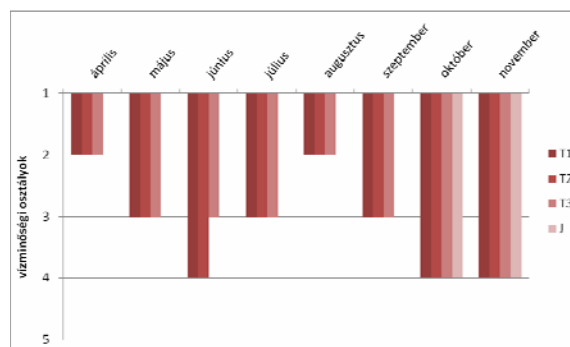
b) Az *Aggteleki-tó* összesített vízminősége

A *Tengerszem-tó* összesített vízminősége (25. a) b) ábra) többnyire közepes (III.) mindkét mérési évben és ezzel a vizsgált állóvizek közül a legjobbnak mondható. Rosszabb értékeket produkál a nitrát mindkét vizsgált évben, az ortofoszfát és az összes foszfor 2010-ben. Az ammónium 2009-ben, a vezetőképesség mindkét évben permanensen a II. vízminőségi kategóriába esik. A *Jósva-forrás* és a *Jósva-patak* értékei nem különböztek számottevően a tóban mért értékektől.



25. ábra: A *Tengerszem-tó* összesített vízminősége

a) 2009



b) 2010

A 4. táblázat egy összefoglalást kíván nyújtani az egyes víztestek esetében a terhelések fajtájáról, forrásáról, hogy melyek azok a vízkémiai paraméterek, ahol ez

megmutatkozik, illetve, hogy milyen intézkedéseket lehetne tenni a vízminőség javításáért, illetve szinten tartásáért.

4. táblázat: A kockázatot kiváltó, valószínűsíthető szennyezési okok és a szükséges intézkedések

Víztest	A szennyezés forrása (kockázat feltételezett okai)	Szennyezőforrás fajtája	Szennyezettséget (terhelést) mutató vízkémiai paraméter	Javasolt intézkedés
Papverme-tó	Hígrágyás és állattartó telep Belterületi lefolyás Műút Horgászat	pontszerű, szórt	<i>Oxigén háztartás</i> (O ₂ %, KOIps) <i>P-N háztartás</i> (PO ₄ : nyár, ÖP, NO ₃ : ősz, tavasz, csapadékos időszakok, NO ₂ , NH ₄ , a-klorofill) <i>egyéb</i> (Fe, (pH, G))	Szennyvíztisztítás Monitoring Állattartás szabályozása
Gyökérréti- kutak	mezőgazdasági művelés (műtrágyázás)	szórt	<i>P-N háztartás</i> (NO ₃ , NO ₂ , PO ₄ , ÖP)	Műtrágyahasználat szabályozása
Fekete-forrás	a Szilice-Gombaszögi hidrológiai rendszer vízgyűjtő területe (minden, ami a Papverménél és a Gyökérréti-kutaknál fel van sorolva)	pontszerű, szórt	<i>P-N háztartás</i> (NO ₃ , PO ₄ , ÖP)	A vízgyűjtő területének felülvizsgálata, szabályozása
Aggteleki-tó	Üledékből származó, belső és a körülötte elhelyezett üledékből származó külső terhelés Belterületi lefolyás	szórt	<i>Oxigén háztartás</i> (O ₂ %, KOIps) <i>P-N háztartás</i> (ÖP, PO ₄ , NO ₂ , NH ₄ , a-klorofill)) <i>egyéb</i> (pH, G, Fe, Mn)	A körülötte elhelyezett üledék eltávolítása vagy olyan vegetáció telepítése, ami visszafogja a foszfor-bemosódást Gyékény eltávolítása Monitoring
Vörös-tó	műút, geológiai környezet	főként természetes eredetű (esetlegesen pontszerű)	<i>Oxigén háztartás</i> (O ₂ %, KOIps) <i>P-N háztartás</i> (ÖP, (PO ₄ , NO ₂ , NH ₄ , a-klorofill) <i>egyéb</i> (Fe)	Monitoring (a műútról való befolyás)
Kender-tó	Üledékből származó terhelés (pangó víz)	természetes eredetű	<i>Oxigén háztartás</i> (O ₂ %, KOIps) <i>P-N háztartás</i> (ÖP, (PO ₄ , NO ₂ , NH ₄)) <i>egyéb</i> (Fe, (Mn))	x
Tengerszem-tó	a Baradla-barlang vízgyűjtő területe (pl. műtrágyázás)	pontszerű	<i>P-N háztartás</i> (NO ₃ , PO ₄ , (NH ₄ , ÖP)) <i>egyéb</i> (G)	A vízgyűjtő területének felülvizsgálata, szabályozása Turizmus szabályozása a Baradla- barlangban
Jósza-patak	a Baradla-barlang vízgyűjtő területe (pl. műtrágyázás)	pontszerű	<i>P-N háztartás</i> (NO ₃ , PO ₄ , (NH ₄ , TP)) <i>egyéb</i> (G)	A vízgyűjtő területének felülvizsgálata, szabályozása Turizmus szabályozása a Baradla- barlangban

A tavak tipológiájára vonatkozó egyes információk az *V/16. mellékletben* található.

V. 3. A KLIMATIKUS PARAMÉTEREK HATÁSA A VÍZMINŐSÉGRE

V. 3. 1. KLÍMAVÁLTOZÁS ÉS VÍZMINŐSÉG

A klímaváltozás hatásai manapság széles körben kutatottak, az élet minden aspektusára kiterjedő következményeik miatt. Ezek egyike az extrém időjárási események gyakoriságának növekedése, amely jelentős természeti és gazdasági károkat is magával hozhat.

A klímaváltozás vízminőségre és a vízkészletek átrendeződésére gyakorolt hatása kardinális kérdésnek bizonyulhat a jövő vízgazdálkodásának szempontjából. A klíma ciklusossága alapvetően természetes folyamat, erre azonban az utóbbi évtizedekben nagyon rányomja a bélyegét az emberi tevékenység. Jelenleg már elfogadott tényként kezelik általános felmelegedést: „az éghajlati rendszer melegedése ma már vitán felül áll, mivel ez ma már nyilvánvaló a globálisan átlagolt levegő- és óceán-hőmérséklet emelkedéséből, a hó- és jégtakaró kiterjedt olvadásából és a globális átlagos tengerszint-emelkedésből. Kontinentális, regionális és óceánmedence léptékben számos hosszútávú változást figyeltek meg az éghajlatban. Ide tartoznak az arktikus térség hőmérsékletének és jégkiterjedésének, a csapadék mennyiségének, az óceánok sótartalmának, a szélmintázatoknak és az olyan extrém időjárási jelenségeknek a széleskörű változásai, mint az aszályok, erős esőzések, hóhullámok és trópusi ciklonok intenzitása (IPCC 2007).

Jelenleg az éghajlatváltozás az egyik legnagyobb fenyegetés az ökoszisztémák számára. A különböző ökoszisztémákra kifejtett potenciális hatásokat széles körben vizsgálták történelmi adatok, kísérletek, illetve modellszámítások alapján. Az ökoszisztémák éghajlati változékonyságra adott válaszait kutató átfogó vizsgálatok túlmennek a tények és megfigyelések gyűjtésén, hogy a folyamat azonosításával és vizsgálatával általánosításokat vagy elméleteket teszteljenek, amelyek magyarázzák ezeket a tényeket (Rigler, Peters 1995).

A jelenlegi klimatikus egyensúly felbomlása az élet minden területét érinti. Ez a vízgazdálkodás területén is fontos kérdéseket, megoldandó helyzeteket, problémákat vet fel. Jelentős változás észlelhető a kis vízkörforgásban, ahol az erősen módosított vízgyűjtők miatt egyébként is módosultak a lefolyási és párolgási viszonyok. Az extrém időjárási jelenségek gyakoribbá válnak, ez pedig kihat a felszíni és felszínalatti víztestekre is. Ilyen hatás például a gyakori aszályok következtében kialakuló vízmennyiség-csökkenés, ami az öntisztuló képesség romlásához is vezet. Az állóvizek esetében felgyorsulnak az eutrofizációs folyamatok, ami fokozott iramú feltöltődést hoz magával. Ezzel az élőhelyek változatossága szegényebbé válik, számos védett faj tűnhet el és az egyéb emberi hasznosítás is lehetetlenné válik. A nagyobb csapadékesemények idején pedig megnőhet az állóvizekbe mosódó szennyezőanyagok koncentrációja a vízben, ami szintén kedvezőtlen jelenség, hiszen gazdasági veszteséget eredményez az adott térségben.

A kutatók négy fő indokot említene, amelyek a vizsgált területen az eutrofizációs folyamatok intenzívebbé válásához vezettek: az iparszerű mezőgazdaság, a továbbra is sok helyen megoldatlan szennyvízkezelés, geológiai okok és az extrém klímajelenségek (Tereková, 1984; Ščuka, 1985; Háberová and Karasová, 1991; Hudec et al., 1993; Hudec et

al., 1995; Kaliser, 1995; Bobro, 1996; Čilek, 1996; Orvan, 1996; Bárány-Kevei, 1999; Czesznak, 2000; Barančok, 2001; Terek, 2003; Rozložník, 2005; Gaál, 2010; Kilík, 2010).

Horváth (2009, 2010) jól összefoglalja a hőmérséklet növekedésének hatását a víztestekre, a vizek minőségére. Ez lehet közvetlen vagy közvetett, a vízkörforgás változásán keresztül. A globálsugárzás erősödése maga után vonja a vízhőmérséklet növekedését, ez pedig javítja a fotoszintézis feltételeit, ezzel növelve a szervesanyag-képződést. Mindez fokozott eutrofizálódáshoz vezet. A folyókban csökken az oxigén-telítettség, ami a kisvízi lefolyás csökkenésével együtt rontja a vizek oxigén-háztartását. Ezzel a szerves szennyezéseket lebontó baktériumok számára kevesebb oldott oxigén áll a rendelkezésre, ezért kisebb lesz az öntisztuló képesség és fokozódik az algásodás. A vizek egyes minőségi tulajdonságait a szén-dioxid légköri koncentrációjának növekedése közvetlenül is kiválthatja, növekedhet a hidrogénkarbonát-ion koncentráció, ami a víz keménységének növekedését eredményezheti, valamint változhat a tó kémhatása is. A tavak vízháztartásának romlása együtt jár a tóvíz kicserélődési idejének hosszabbodásával, ezért romlik egyes vízminőségi mutatók értéke. Növekedhet a tavak sótartalma, illetve várhatóan nő az a-klorofill-koncentráció. Az alacsonyabb vízállások gyakoribb és tartósabb előfordulása hatással lesz a tó nyíltvízi és parti övezetének ökológiájára. A vízszint csökkenése miatt több fény jut az üledék közelébe, ami elősegíti a kékalga spórák csírázását. A nyíltvízi övezetben fokozódik a víztér és a felső üledékréteg felmelegedése, ami gyorsítja a biológiai folyamatokat. Hosszabbodik a vegetációs időszak, a biomassa és a melegigényesebb fajok elszaporodnak.

A *Vízgyűjtő-gazdálkodási Tervben (2009)* kitérnek az extrém klímaesemények hatásainak összegzésére is. Leírják hogy a tavak vízkészlete azért csökken, mert a téli szélsőséges időszakok és a fokozott párolgás is a vízveszteségüket erősíti. Felhívják a figyelmet, hogy a jövőben a tavakban gyakrabban fog előfordulni tartósan alacsonyabb vízállás. Nemcsak a vizek öntisztuló-képessége csökkenhet a kisebb vízmennyiség miatt, hanem a hirtelen keletkező, gyors árvizek által a vízgyűjtőkről nagyobb mennyiségben mosódik le szennyezőanyag, és romlik a vízfolyások, tavak tápanyagmérlege. Növekszik a havária események kockázata is. Egyre több vizes élőhely, felszín alatti vizektől függő ökoszisztéma válhat veszélyeztetetté a klímaváltozás következtében. Mindezek alapján a vízgazdálkodás területén fel kell készülni az egyre nagyobb gyakorisággal és váltakozó jelleggel előforduló vízbőségre, illetve vízhiányra. A mind gyakoribbá váló rendkívüli időjárási események, a lezúduló nagy esőzések veszélyes helyzeteket és komoly károkat okozhatnak.

A WMO által 1989-ben alkotott definíció szerint hidrológiai aszálynak nevezzük a felszíni és a felszín alatti vízkészletek hosszantartó csapadékhiány miatti jelentős beszűkülését. Hatására a tavakban és víztározókban a vízállás, míg folyók esetén a vízhozam csökkenése figyelhető meg. A hidrológiai aszály általában meteorológiai aszály hatására következik be (*Urbán 1993*). Gazdasági aszályon általában a vízhiány következtében felmerülő károk pénzben kifejezett értékét értjük. Ez csak egy becsült érték, mivel az aszály hatásait nem lehet mindenre kiterjedően felmérni és a károk számszerűsítése is nehézségekbe ütközik (*Bussay et al. 1999*).

Barančok (2001) a Gömör-Tornai-karszt tavainak növényzeti felmérését végezte el és ezen belül foglalkozik a Gyökérréti-tó vízszint-csökkenésével. Ennek kapcsán elemezte a csapadékösszegek alakulását. Összehasonlította az 1931-1980 és az 1981-1998 közötti időszakok csapadéktrendjeit, majd megállapította, hogy az 1981-1998 közötti éves csapadékösszegek csökkentek az 1931-1980 közötti időszakhoz képest. Ez a csökkenés a téli hónapokban nagyobb (20-50 mm), a nyári hónapokban valamivel kisebb (10-30 mm). Extrém alacsony csapadékösszegeket mértek több alkalommal 1981-1990 között. Ennek ellenére az 1991-1998 közötti értékek növekedést mutattak, de ezek nem érik el az 1931-1960 között mértéket. A növekedés főként a nyári hónapokban volt jellemző, de télen továbbra is hiány mutatkozott (az 1931-1960 közötti átlagok fele). Leszögezi, hogy a november és március között jelentkező csapadékhiány fontos faktor a következő vegetációs periódus elérhető vízkészlete számára. Szintén megemlíti az 1981-1998 között a tavaszi időszakokban többször előforduló intenzív esőzéseket, amelyek nagy eróziós veszteségekhez vezettek, mivel ekkor a termesztett növények még nem tudnak kellő védelmet nyújtani a talaj számára.

Tanács és Bárány-Kevei (2010) ill. *Tanács (2011)* 1958-2008 között vizsgálták a csapadék és a hőmérsékleti trendek alakulását a területen, majd azt a következtetést vonták le, hogy az 1980-as évektől a megelőző időszakhoz képest az aszályos periódusok száma és erőssége nőtt, míg a csapadékos időszakoké csökkent. A 2000-es évektől ez utóbbi tendencia enyhülni látszik, ami viszont a két szélsőség egymást hirtelen követő előfordulására utal. Megállapították, hogy az éves csapadékösszeg alakulása a vizsgált időszakban nem mutat egyértelmű tendenciát. Az 1980-as években látható kisebb mértékű csökkenés után az 1990-es évek közepétől újra csapadékosabbá vált az időjárás. Azonban felhívják a figyelmet, hogy az 1970-es évek eleje óta a kiugróan magas csapadéku (800 mm-t meghaladó) évek elmaradtak, míg a száraz évek (500 mm alatti csapadékkal) a korábbihoz hasonló gyakorisággal fordultak elő.

Az időjárási események hatását kétféle megközelítéssel elemeztem. Az egyik megközelítés az egész területre kiterjedő nagy léptékű elemzés, amelynél összevettem a tavak adatait és ezt vetettem össze a különböző klíma-paraméterekkel, hogy láthatóvá váljon, mely paraméterek és mely időjárási események vannak leginkább befolyással a vizek minőségének változására. A másik megközelítésben klíma-extrémindexek segítségével tavankénti lebontásban elemeztem a vízminőséget, ezzel lehetőséget biztosítva arra, hogy a tavak egyedi környezetéből eredő változatosság és befolyásoló hatás nagyobb súllyal szerepeljen a mérlegben. Ez lehetővé tette azt is, hogy ne csak a mérések napján uralkodó klímaviszonyokat, hanem a hosszabb távon fennálló időjárási helyzeteket is figyelembe vegyem.

A klímaextremitások elemzésére számos aszályindex áll rendelkezésre (*Faragó et al. 1988*). Ezeket leginkább az aszály jellemzésére és előrejelzésére használják, de az extrém nedves időszakok is kimutathatók velük. Segítségükkel meghatározható az aszály időbeli, térbeli kiterjedése és súlyossága. Összehasonlítható az aszály mértéke a különböző években és helyeken, alkalmasak a térbeli különbségek kimutatására, kölcsönhatás-vizsgálatra és előrejelzésre is. A módszerek fejezetben ismertetett négyféle aszályindexet számoltam (SPI, Lang-féle esőzési index, De Martonne-féle ariditási index, Thornthwaite-féle

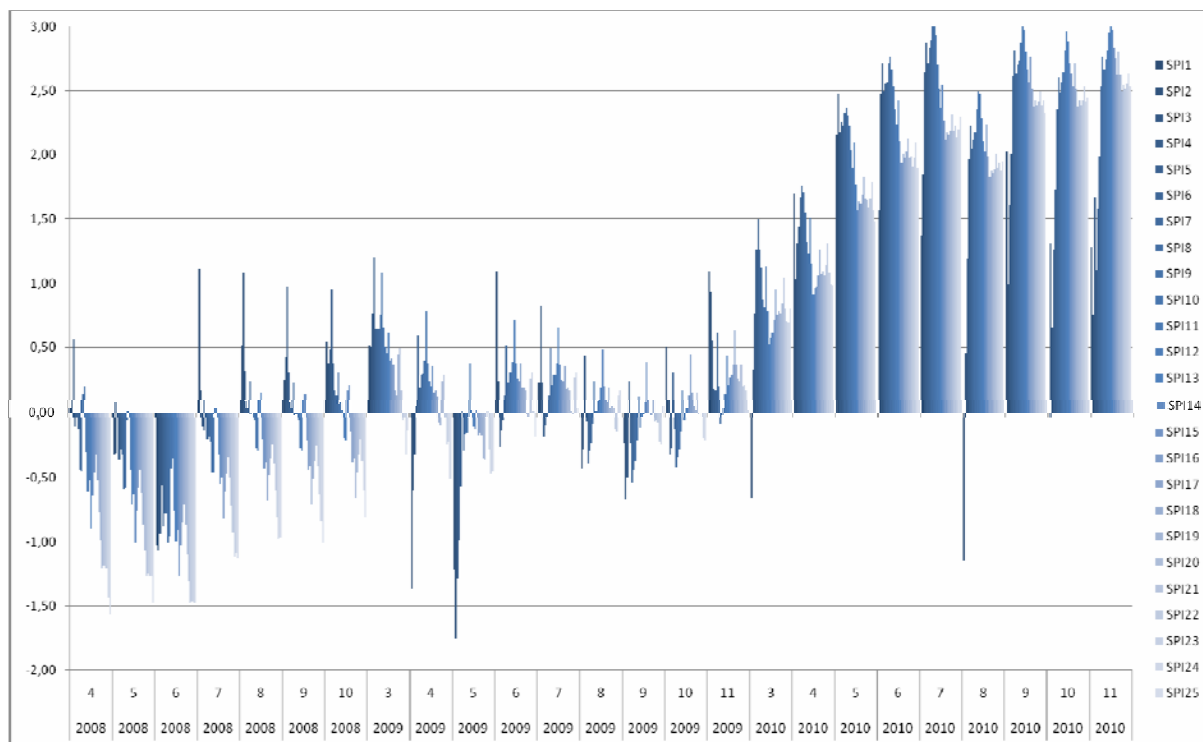
agrometeorológiai index). A besorolás *Bussay et. al. (1999)* csoportosítása alapján történt. A csapadékindexek nagy előnye az egyszerűségük, ami abból következik, hogy csak a csapadék-adatsorokkal dolgoznak, a hőmérséklet hatását viszont nem veszik figyelembe. Ennek ellenére gyakran jobb aszály-előrejelzést adnak, mint a bonyolultabb indexek. Az SPI-t az USA-ban használják aszály-előrejelzésre (*McKee et al. 1993*). A mérleg indexek sokkal kifinomultabbak, ezek a hőmérséklet hatásával is számolnak. Az indexek határértékeit az V/5. *mellékletben* tüntettem fel.

Az előbb felsorolt aszályindexek alapján jellemeztem az extrém időjárási jelenségek alakulását az utóbbi évtizedekben, valamint vizsgáltam az összefüggést a számított aszályindexek és a vízminőségi változók között. Az SPI esetében 1-től 25 hónapig számoltam ki az értékeket annak érdekében, hogy világossá váljon, melyik az az időperiódus, amelyik leginkább érezteti a hatását a vízminőségi paraméterek alakulásában. Az SPI az előző időperiódus hatásaival is számol a jelenlegi időszak extremitásainak megjelenésére. A figyelembe vett időszak hosszúsága alapján háromfelé osztottam az indexet: rövidtávú indexekre, amelyek 1-5 hónappal számolnak a megelőző időszakot illetően, közepes időtartamú indexekre, amelyek 6-12 hónap hatását mérik le, valamint hosszabb távú indexekre, amelyek 13-25 hónapot vesznek figyelembe. Ezen időszakok hatását és súlyát a vízkémiára külön-külön is vizsgáltam.

A Fekete-forrás, Jósua-patak és Gyökérréti-kutak értékeit a viszonylag kevesebb adatszám miatt itt nem vettem bele az elemzésbe. A szemléltetés során főként a vizsgált időperiódust, valamint az elmúlt 30 évet ábrázoltam. A korrelációs vizsgálatnál a Spearman-féle nemparametrikus rangkorrelációs együtthatókat vettem figyelembe, mivel nem mindegyik adatsor volt normál eloszlású. A korrelációknál minden esetben minimum 5%-os szignifikancia szintet vettem figyelembe, ezt külön nem tüntettem fel.

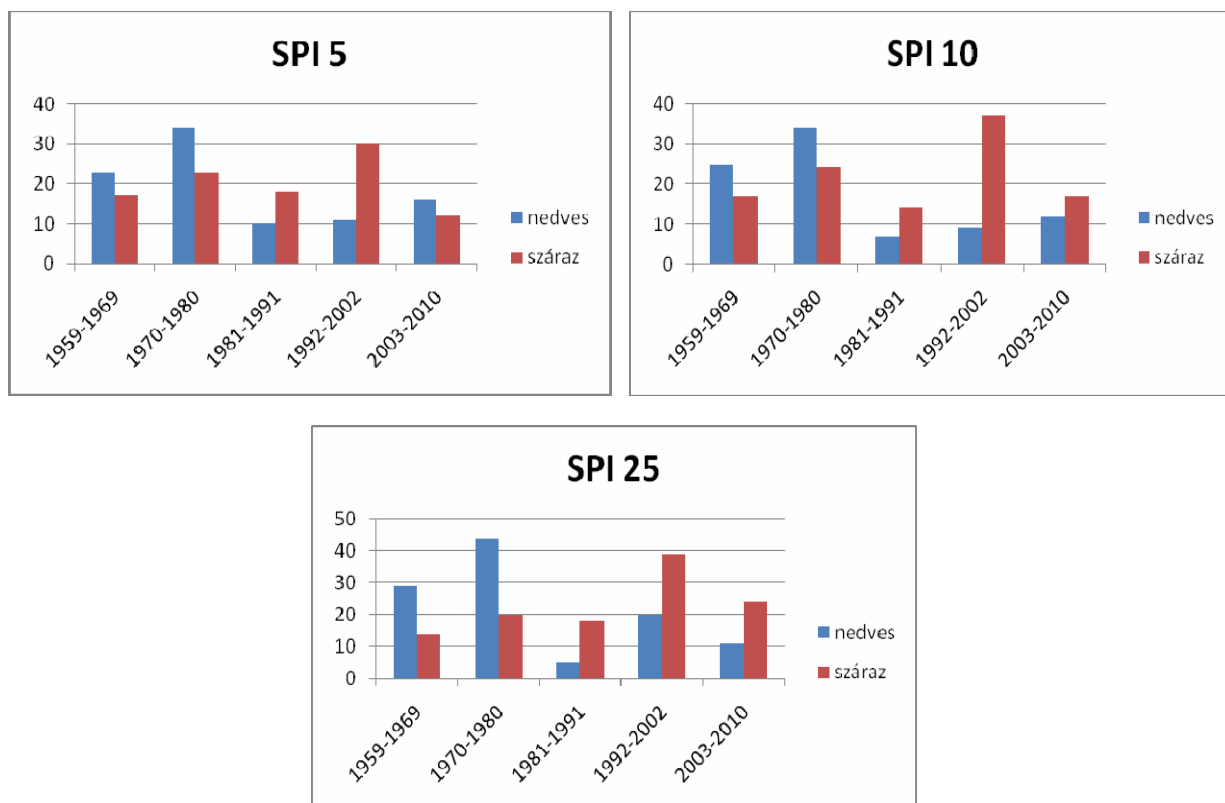
V. 3. 1. 1. A VIZSGÁLT IDŐSZAKRA JELLEMZŐ ASZÁLYINDEXEK

Az SPI alakulásáról elmondható, hogy a tárgyidőszakban (a vízkémiai mérések kezdetétől) a rövid távú indexek esetében a 2008 elejétől 2009 végéig terjedő időszak klimatológiai extremitások nélküli a csapadék szempontjából (eltekintve a 2008 május-júniusi és a 2009 márciusi és májusi periódusoktól, amikor mérsékelt, illetve nagyon száraz hónapokat figyelhetünk meg) (26. *ábra*). A hosszabb időtartamot figyelembe vevő indexeknél még 2008 nagyobb részében érezhető a korábbi aszályos időszak, így ez az év mérsékelt száraznak számít októberig, 2009-ben nincs extremitás, 2010 pedig extrém csapadékos. 2010 tavasza mérsékelt és nagyon csapadékos a rövidtávú indexek szerint, a nyár végig extrém csapadékos (augusztusban egy kis visszaeséssel, de ez még mindig extrém a rövidtávú indexek szerint) ősztől a közép és hosszútávú indexek jelzik az extrém csapadékos viszonyokat, a rövidtávúak „csak” mérsékeltet ill. nagyon csapadékosat.



26. ábra: Az SPI aszályindex alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében

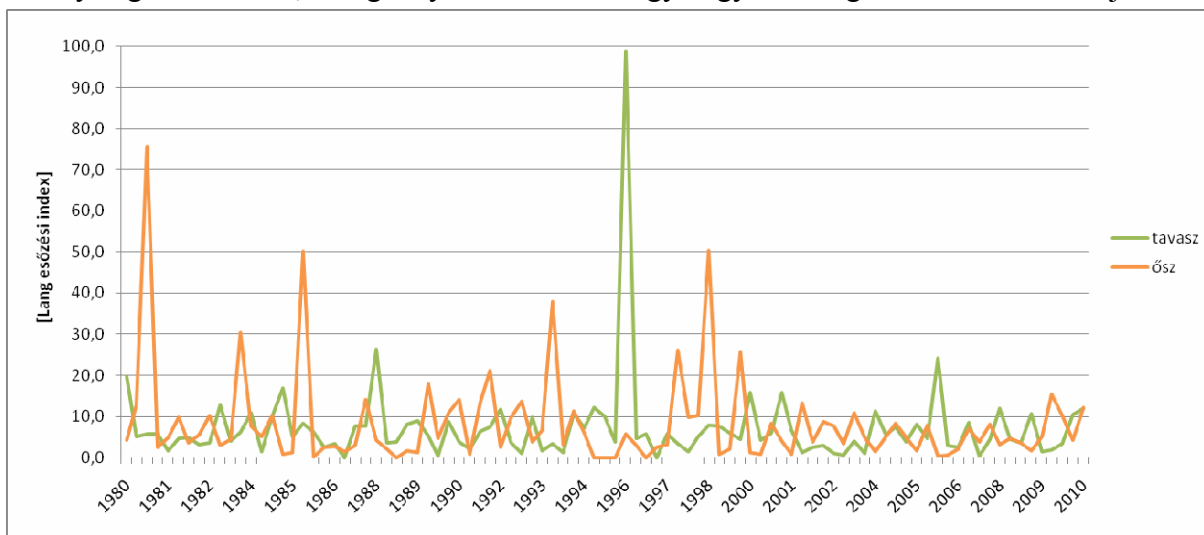
A következő ábrákon (27. ábra) a száraz és nedves periódusok számának változását vázoltam 10 éves bontásban az SPI alapján (ebben az összes nedves és száraz kategória szerepel a Jósvalői Kutatóállomás adataiból). Egy rövid (SPI 5), egy közép- (SPI 10) és egy hosszútávú (SPI 25) indexet választottam a szemléltetésre. A legtöbb száraz időszak



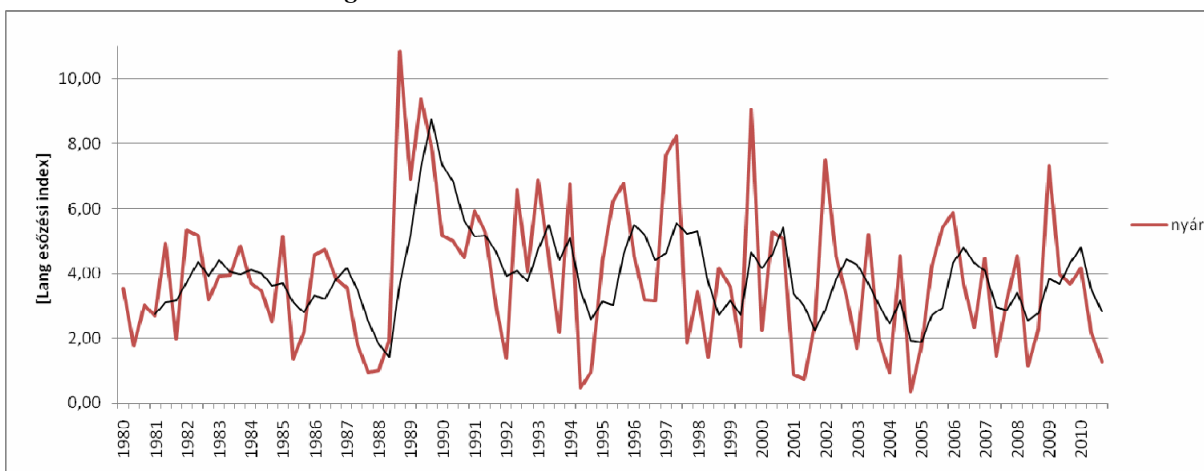
27. ábra: Száraz és nedves periódusok előfordulása a Gömör-Tornai-karszton az SPI aszályindex alapján

mindhárom esetben 1992 és 2002 között volt, ekkor több mint 30-szor fordult elő 10 év alatt (a többi esetben 10-25 között mozog). A legtöbb nedves időszak 1970 és 1980 között volt jellemző mindhárom esetben (30-40/10 év), a legkevesebb pedig 1981-1991 között (5-10/10 év). A nedves időszakok száma 1959-1980 között nagyobb volt, ezután feleannyira csökkent. Az utóbbi 7 évben csak az 5 hónapos időtartamú indexnél magasabb a nedves időszakok száma a szárazakhoz képest.

Ha a Lang-féle esőzési index alakulását tekintjük az 1980-as évektől, az látszik, hogy különösen az őszi periódusban voltak nagyobb kiugró értékek kb. 5 évenként, 2000 óta azonban ez nem jellemző, az index stagnáló fázisban van. A tavaszi csapadékmennyiséget illetően az 1980-as években is kisebbek a kilengések, 1996-ban volt egy magas extrémérték, később pedig egy kisebb kiugró érték 2005 végén, azóta szintén nagyobb állandóság jellemző (28. ábra). A nyári értékeket tekintve elmondható, hogy az 1980-as években stagnáló, majd 1988-89-ben egy jelentékenyebb pozitív irányú eltérés tapasztalható. Ezt követően nagyobb ingadozások jellemzőek, de nagyjából állandó ciklusokkal (29. ábra). Ha a közelmúltban történetekre helyezük a hangsúlyt, akkor míg 2010-ben az őszi és tavaszi csapadék mennyisége növekszik, addig a nyári csökkent – egy nagyobb kiugrás látható 2009 elején.

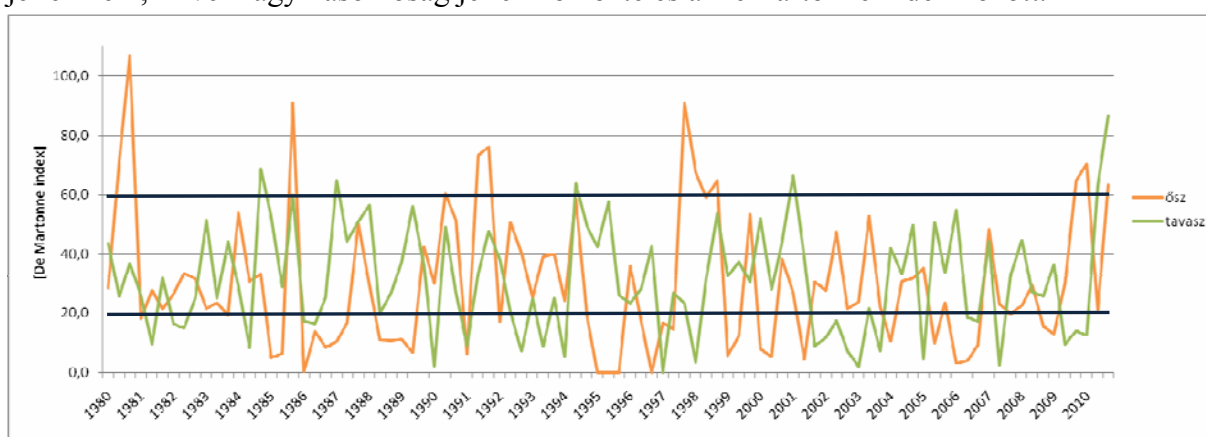


28. ábra: A Lang esőzési index tavaszi és őszi alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében

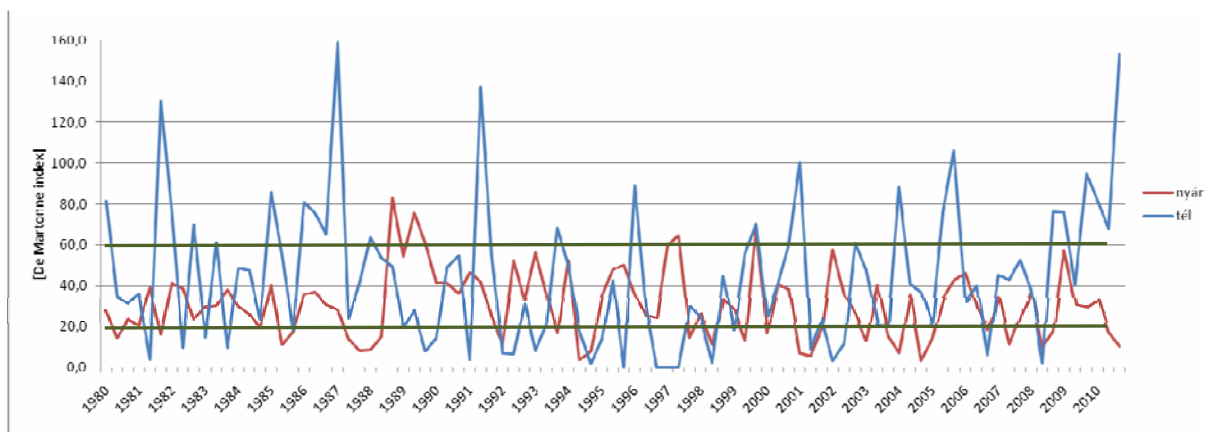


29. ábra: A Lang esőzési index nyári alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében a mozgóátlag feltüntetésével

Ha a DeMartonne index alakulását tekintjük, látható, hogy ősszel itt is megvannak a kb. 5 éves ciklusok a '80-as évektől 2000-ig, később csökkenés, majd stagnálás tapasztalható egészen 2009 végéig, ahol újabb kiugrás jelentkezik 10 év után. A tavaszi időszakokban szintén nincsenek nagy kilengések, az 1980-as évektől kisebb növekedés, majd nagyobb állandóság tapasztalható, a 2000-es évek elején pedig egy hirtelen csökkenés. Ezt követően a 2010-es tavaszi értékek az ábrázolt periódus kiugróan legmagasabb értékei (30. ábra). A téli időszakok esetében szintén látható a már említett 5 éves ciklusosság, ami 2010-re 20 éve nem tapasztalt extrém értéket ér el. A nyári időszak szintén hasonlít az előzőekben felvázolt képhez – itt nincsenek nagyobb változások, 2010-nél itt is az előbb említett „leszálló ág” figyelhető meg (31. ábra). (Az ábrákon a vízszintes, sötét vonalak az extrém nedves (≥ 60), illetve a felszáraz időszak (≤ 20) kezdetét jelölik.) A Thorntwaite index alakulását külön nem jellemzem, mivel nagy hasonlóság jellemző közte és a DeMartonne index között.



30. ábra: A De Martonne index tavaszi és őszi alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében



31. ábra: A De Martonne index téli és nyári alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében

Összességében megállapítható, hogy az aszályos és nedves periódusok számát jelző SPI alapján helytálló Barančok (2001) állítása arra nézve, hogy csökkentek a csapadékösszegek az 1980-as évektől a megelőző évekhez képest, ahol is látszik, hogy ebben az időszakban az aszályos periódusok száma nagyobb, mint a nedves időszakoké. Ezt a csökkenést Tanács (2011) is megállapítja, de hozzáteszi azt is, hogy egyértelmű trend nincs a csapadékösszegek alakulásában, ellenben az extrémebb események meglétét, illetve hiányát emeli ki, ezért én erre helyeztem a hangsúlyt. Ha évszakos lebontásban nézzük, a Lang esőzási index alapján nyáron nőtt a csapadékmennyiség az 1980-as évek végén, azóta pedig

viszonylag állandó ciklikusságot mutat. A tavaszi és őszi csapadékmennyiségre jellemző, hogy a 2000-es évektől megszűntek az extrém- és a kiugró értékek (tavasz esetén egy kivétellel 2005-ben). A DeMartonne index alakulása pedig azt mutatja, hogy télen megmaradtak a kiugró értékek, egyedül az 1990-es években billent az egyensúly inkább a több száraz periódus és a nedves időszakok csökkenésének irányába. 2010-ben újra egy nagyobb extremitás bontakozott ki. A nyarakat tekintve a 2000-es évektől látható több aszályos periódus. Kiugróbb értékek csak az 1980-as évek végén figyelhetők meg, az ábrázolt időszakban különösebb extremitás nem jelentkezik ebben az évszakban. Ami figyelemre méltó, hogy hiába volt 2010 igen csapadékos év, nyáron mégis aszály a jellemző. Az őszi és tavaszi értékek kissé hektikusabban alakulnak. Az őszi értékek esetében a 2000-es évekig előfordultak kiugró értékek a nedves időszakok irányába, a 2000-es évektől azonban nem. Ehhez képest nőtt az aszályos időszakok aránya. 2010-ben viszont újra nedvesebb ősz jelentkezett. A tavasz esetében hasonló a helyzet.

V. 3. 1. 2. A VÍZMINŐSÉG ALAKULÁSA AZ ASZÁLYINDEXEK FÜGGVÉNYÉBEN

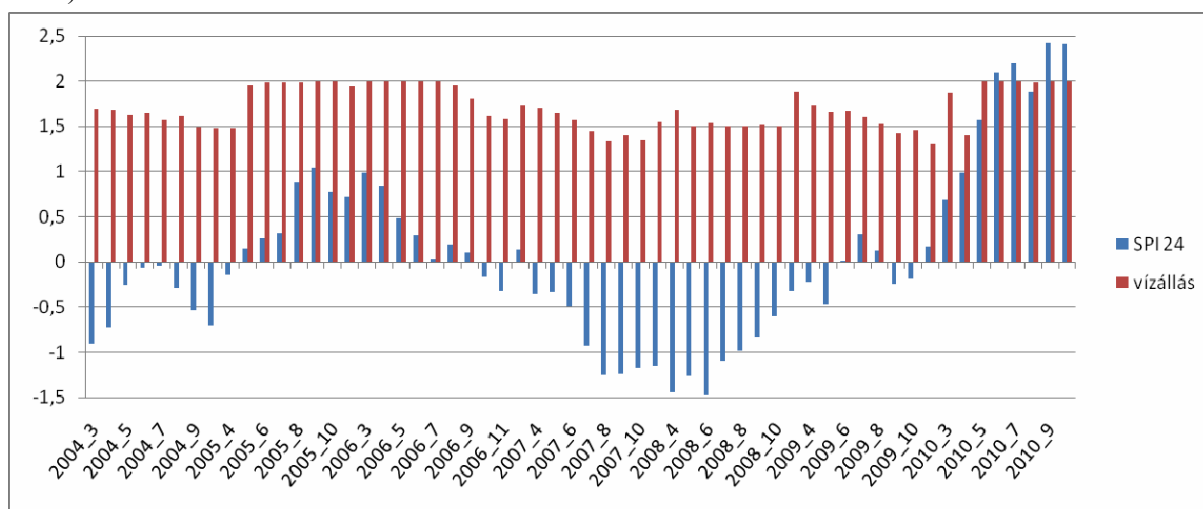
Az *SPI aszályindex* esetében a vízkémiai paraméterek leggyakrabban a középtávú indexekkel (5-10 hónap) mutatnak összefüggést. Ez alapján az ebben az időszakban tartósan fennálló csapadékviszonyok jelentős hatást gyakorolnak a víz minőségének alakulására (Samu, Bárány-Kevei 2010b). Néhány esetben (főként, ha a tó folyamatos vízutánpótlással rendelkezik), a rövid távú csapadékesemények (elsősorban a bővebb csapadékmennyiség) hatása korábban is jelentkezik: pl. a *Tengerszem-tó* esetében, ahol több esetben hígulás következett be (pl. Mg^{2+} , Mn-tartalom) vagy csökkent az átlátszóság. A szulfát-tartalom esetében viszont ugyanitt és a *Vörös-tónál* is mennyiség-növekedés volt tapasztalható. A korrelációs együtthatók értékét a *V/6. mellékletben* feltüntettem.

A legtöbb összefüggést a *Tengerszem-tó* esetében tapasztaltam. Ebben az esetben korrelál egymással a legtöbb paraméter és a legtöbbféle aszályindex, ami valószínűleg a tó helyzetéből, illetve a folyamatos vízutánpótlásból adódik. Az utóbbi miatt mutathat erősebb összefüggéseket a csapadékból számított SPI aszályindexekkel és valamivel gyengébb korrelációkat a hőmérsékletet is magukban foglaló további mérőszámokkal. A rövidtávú indexek alakulásával a Fe, Mn, átlátszóság, Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- mutatja a legerősebb összefüggéseket. A KOIps, NO_2^- , NH_4^+ , G, keménység, Ca^{2+} a közepes időtartamú indexekkel van összefüggésben. A hosszabb távú csapadékesemények a PO_4^{3-} , TP, pH és Cl^- alakulására vannak hatással. Közvetlenül a csapadékkal a KOIps és az SO_4^{2-} mutat összefüggést. A hőmérsékletet is magukban foglaló indexek közül mindhárom index korrelál a vas-tartalommal, a Ca^{2+} és az SO_4^{2-} a Thornthwaite indexszel.

A *Papverme-tó* esetében egy-két kivételtől eltekintve elég élesen elválnak azok a paraméterek, amelyek csak a csapadék meglétére vagy hiányára reagálnak és amelyeket a hőmérséklet ingadozása is érint. Az előbbieket ebben az esetben: KOIps, NO_3^- , átlátszóság, keménység, Ca^{2+} , K^+ (ezek a rövidtávú SPI-kel mutatnak erősebb összefüggést), míg a NO_2^- , Na^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , a-klorofill a hosszabb távú SPI értékekkel korrelál. Amelyek tisztán a

csapadékkal mutatnak korrelációt: Na^+ , Cl^- . Az egyben hőmérséklettől is függő paraméterek az oldott oxigén, oxigén-telítettség, pH, Mg^{2+} , Na^+ .

A Vörös-tó esetében a Cl^- -tartalom a hőmérsékletet is magukba foglaló indexekkel, illetve a 25 hónap időtartamra kalkulált SPI-vel mutat összefüggést. Az SO_4^{2-} és Na^+ -tartalom a rövidtávú SPI-vel korrelál, a Ca^{2+} a 11 havi SPI-vel, míg az a-klorofill a 22 havi SPI-vel függ össze. A Vörös-tó vízállása a 2 éves időtartamú SPI-vel mutat szorosabb összefüggést, így elmondható, hogy a vízállást egy hosszabb időszak csapadékeseményei befolyásolják (32. ábra).



32. ábra: A 24 havi SPI és a Vörös-tó vízállásának kapcsolata

Az Aggteleki-tó esetében a Mn és az összes foszfor az 5 havi SPI-vel korrelál, ez utóbbi esetében erős negatív összefüggés mutatkozott. Ez azt jelenti, hogy a jelentősebb mennyiségű csapadéknak erős hígító hatása van ebből a szempontból. Hasonló a helyzet a HCO_3^- , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} -tartalom esetében, amelyek a közepes időtartamú indexekkel mutatnak összefüggést (ez a Na^+ esetében a legerősebb). A hosszabb időtartamú indexekkel (24 és 25 hónap) mutat negatív korrelációt a vezetőképesség és a Cl^- – hosszú távon tehát ezek értéke csökken, a növekvő csapadékmennyiséggel hígul az összesó- és a Cl^- -tartalom.

A Kender-tó esetében ugyanúgy, mint az Aggtelekinél, több negatív korreláció figyelhető meg, ami ebben az esetben a magaslati helyzetből adódóan elsősorban a klímától való függését jelzi (az Aggteleki-tónál szórt hozzáfolyás is van). A rövidebb távú indexekkel a NO_3^- , oldott oxigén, oxigén-telítettség és a kémhatás van negatív kapcsolatban. A közepes időtartamúakkal a K^+ , KOIps negatív korrelációt, míg a keménység, Ca^{2+} és az átlátszóság pozitív korrelációt mutat. Hosszabb távon pedig a K^+ , HCO_3^- , vezetőképesség és a Cl^- van negatív kapcsolatban az aszályindexszel. Közvetlenül a csapadékkal az összes foszfor korrelál, míg az oldott oxigén, az oxigén-telítettség és a kémhatás a Lang-féle esőzési indexszel mutat kapcsolatot.

V. 3. 1. 3. RÉSZÖSSZEGZÉS

Összefoglalásképpen elmondható, hogy a vízkémiai paraméterek sok esetben mutatnak erős összefüggést a különböző aszályindexekkel, amely a tavak helyzetétől függően

más-más módon érinti a vízminőséget. Ez azt jelenti, hogy ahol jelentősebb a hozzáfolyás mértéke, illetve nagyobb a vízgyűjtő, ott a nagyobb csapadékesemények révén főként a szerves komponensek dúsulnak fel, míg a szerves szennyezettség hígul (pl. KOIps, NH_4^+), csökken a trofitás és a szaprobitás mértéke. Ezzel ellentétben azoknak az állóvizeknek a vízminősége, amelyek semmilyen vagy csekély hozzáfolyással rendelkeznek, nagyobb csapadékesemények idején változik pozitívabb irányba – ez főként az *Aggteleki*, *Kender*-, illetve a *Vörös-tavakra* vonatkozik. A legtöbb összefüggés az általam közepes időtartamúnak jelölt indexeknél fordul elő, ezek az események már minden tó folyamataira kihatással vannak. Itt említhetjük a KOIps-t, NO_2^- -t, NH_4^+ -et, Ca^{2+} -ot, keménységet és az átlátszóságot, de az *Aggteleki-tónál* szinte az összes főbb ion koncentrációjának változása is ehhez az időtartamhoz köthető. A rövidebb távú indexekkel elsősorban a *Tengerszem-tó* korrelál, amely a legállandóbb hozzáfolyással rendelkezik. A Cl^- igen konzervatívan viselkedik, a *Papverme-tavat* kivéve az összes tó esetében a 25 havi SPI-vel mutatott összefüggést, mennyiségének változása igen lassú. Előfordultak olyan paraméterek, amelyek csak azokkal az indexekkel mutattak összefüggést, amelyekben a hőmérséklet is szerepel, ezek az oldott oxigén és az oxigén-telítettség. Előfordultak olyan paraméterek, amelyek csak az SPI-vel mutattak összefüggést (tehát a rövidebb-hosszabb távon fennálló csapadékviszonyokkal), ezek a következők: PO_4^{3-} , Mn, átlátszóság, keménység, K^+ , HCO_3^- , a-klorofill. A többi paraméter mindkét esetben előfordult. Így tehát az előzőeket a hőmérséklet változása jobban befolyásolja, vannak, amelyekre egyformán hatással van a csapadékmennyiség és a hőmérséklet és olyanok is előfordultak, amelyekre a csapadék van nagyobb hatással.

Tehát leszögezhető, hogy az extrém időjárási események a legtöbb vízkémiai paramétert befolyásolják, így, ha ezek gyakorisága ténylegesen nő, akkor a vízkészletek megóvása érdekében megfelelő intézkedésekkel kell erre felkészülni.

V. 3. 2. IDŐJÁRÁSI HELYZETEK HATÁSA A VÍZMINŐSÉGRE

A nagyobb léptékű közelítés alapján az egyik cél annak a vizsgálata, hogy az időjárás változásának milyen hatása van a vízminőségre az öt tó példáján. Ez a fejezet egy módszertant is bemutat a vízkémiai paraméterekre gyakorolt klimatikus hatások tanulmányozására. A dolgozat adatbázisát az öt tóból származó 11 vízminőségi paraméter 3800 db mérési adata, valamint 6 db éghajlati paraméternek a mérések napjaira vonatkozó adatai képezték a 2008-2010 közötti hároméves időszakból. Klaszteranalízist hajtottam végre azon célból, hogy meghatározzam a klímaelemeknek a vízminőségre gyakorolt hatását. Ezt követően faktoranalízist végeztem el speciális transzformációval, hogy megállapítsam a klímaelemeknek, mint magyarázó változóknak a súlyát, s ily módon megadjam azoknak a vízminőségi paraméterekre, mint célváltozókra gyakorolt hatásának fontossági sorrendjét. A vízkémiai paraméterek számának csökkentése érdekében kétlépéses faktoranalízist hajtottam végre. Eredményül azt kaptam, hogy a vízminőségi paraméterek mind pozitív, mind pedig negatív szélsőértékei gyenge, illetve felbomlóban lévő melegfrontok átvonulásával kapcsolhatók össze. Ezzel szemben az anticiklonok, illetve anticiklon peremhelyzetek szerepe elhanyagolható.

A vízminőségi paraméterek, amelyeket ebben a vizsgálatban használtam (jelölésük, mértékegységük, a mérések száma) a következők: az oxigénháztartás paraméterei

1. oxigén-telítettség (O_2 , %, 362 mérés)
2. kémiai oxigénigény (KOI, mg/l, 345 mérés)

a tápanyagháztartás paraméterei

3. nitrát (NO_3^- , mg/l, 418 mérés)
4. nitrit (NO_2^- , mg/l, 300 mérés)
5. ammónium (NH_4^+ , mg/l, 376 mérés)
6. ortofoszfát (PO_4^{3-} , mg/l, 415 mérés)
7. összes foszfor (TP, mg/l, 299 mérés)

egyéb paraméterek

8. kémhatás (pH 392 mérés)
9. vezetőképesség (G, $\mu S/cm$, 392 mérés)
10. vas (Fe, mg/l, 256 mérés)
11. mangán (Mn, mg/l, 245 mérés).

A klímapereméterek közül pedig a következőket használtam (jelölés, mértékegység):

1. napi átlaghőmérséklet (T, $^{\circ}C$),
2. a globálisugárzás teljes napi sugárzási energiamennyisége (GSF, J/cm^2)
3. átlagos relatív nedvesség (RH, %),
4. átlagos légnyomás (P, hPa),
5. átlagos szélesség (WS, m/s)
6. napi csapadékösszeg (PT, mm),

amelyek a Jószaíi Meteorológiai Állomásról, illetve az Edelényi Meteorológiai Állomásról (globálisugárzás) származnak.

V. 3. 2. 1. KLASZTERANALÍZIS

A klaszteranalízis egy általánosan elterjedt statisztikai módszer egyes paraméterek, mint pl. a vízkémiai paraméterek objektív csoportosítására egy hasonlósági függvényt alkalmazva. A cél az, hogy maximalizáljuk az elemek homogenitását a klasztereken belül és maximalizáljuk a heterogenitást a klaszterek között. A csoportosításhoz egy nemhierarchikus klaszteranalízist hajtottam végre k-közép algoritmussal, Mahalanobis távolságot alkalmazva (Mahalanobis 1936). Klaszterezési eljárásként a Ward-módszert használtam (Anderberg 1973, Hair et al. 1998). A klaszterezendő adatok tartalmazzák a 11 figyelembe vett vízkémiai paraméter értékeit.

Összesen 11 klaszterezési eljárást hajtottam végre a 11 figyelembe vett vízkémiai paraméterrel. Az osztályozást MATLAB 7.5.0 szoftverrel hajtottam végre.

A klimatikus paramétereknek a vízkémiai mérések napjaival megegyező adatait használtam, ezeket külön-külön hozzápárosítottam az egyes vízkémiai paraméterekhez és így határoztam meg a klasztereket külön az összes paraméterre. Minden vízkémiai paramétert külön tárgyalok.

A vastartalomra 4 klasztert kaptam. A 4. klaszterben csak 2 nap szerepelt, így ezt nem vettem figyelembe. A maradék 3 klaszterből a kettes klaszter jelzi a legmagasabb, míg a hármas klaszter a legalacsonyabb vastartalmat. A klimatikus paraméterek azonban mégsem köthetők az extrém értékekhez. Egyedül a hőmérséklet vesz fel egy minimum értéket a kettes klaszterben.

A klaszteranalízis eredményei láthatóak az *V/7. mellékletben* a vasra vonatkozóan.

A *vezetőképesség* esetében 3 klasztert különítettem el. A vezetőképesség értékei az 1. klaszterben a legmagasabbak, ide tartoznak a legalacsonyabb hőmérséklet, a globálsugárzás, a relatív nedvesség és a legnagyobb szélsébség értékek. Ez utóbbi alacsonyabb értékei a 2. klaszterben vannak, ezenkívül a legmagasabb hőmérsékletek, a globálsugárzás, relatív nedvességtartalom, a legalacsonyabb légnyomás, szélsébség és csapadék értékek is. Nehézséget okozhat a vezetőképesség esetében az 1. és 2. klaszterek közötti több mint négyszeres különbség magyarázata az ebben szerepet játszó időjárási jelenségek különbségeivel, amelyeket a klimatikus paraméterek szélső értékei jeleznek.

A *KOIps* esetében 3 klasztert különítettem el. A 2. klaszter azonban azzal a ténnyel ellentétben, hogy magában foglalja a legmagasabb KOIps értékeket, csupán 7 napot tartalmaz, így ezt a továbbiakban nem vettem figyelembe. Az 1. klaszterben a magasabb KOIps értékek szerepelnek, ezenkívül a legmagasabb hőmérséklet, szélsébség és csapadék értékek. A 3. klaszter a legalacsonyabb KOIps értékeket tartalmazza a legalacsonyabb hőmérsékletekkel, csapadékkal, a legmagasabb globálsugárzással és légnyomással együtt. Viszont nem nagy a különbség az 1. és 3. klaszter értékei között, így itt messzemenő következtetések nem vonhatók le.

A *mangán-tartalom* esetében 4 klasztert határoztam meg. Azonban a 2. és 4. klaszterben csak 5 és 1 érték szerepel, így ezeket nem vettem figyelembe. Az 1. klaszter is csak 13 napot foglal magába, ezért ez is elhanyagolható. Így csak a 3. klaszter maradt meg 226 nappal. Ebben a klaszterben a mangán tartalom nulla, mérsékelt klimatikus paraméterekkel.

Az *ammónium-tartalom* esetében 5 klasztert kaptam, de az 1., 2. és 5. klaszterek csak 1, 2 és 4 napot tartalmaznak, ezért ezeket nem vettem figyelembe. A 3. és 4. klaszter maradt a legalacsonyabb ammónium értékekkel. A klimatikus paraméterek közül egyedül a 4. klaszterben vannak szélsőértékek: a legmagasabb relatív nedvességtartalom és csapadék, valamint a legalacsonyabb szélsébség.

A *nitrit-tartalom* esetében 3 klasztert generált a program, azonban a 3. klaszter (2 nap) elhagyásával az 1. és 2. klaszter közötti különbség nem mondható túl nagynak az alacsony nitrit-értékek miatt, így ezek extrém időjárási eseményhez kapcsolása elég nehéz lenne.

A *nitrát-tartalom* 3 klasztert eredményezett. A 3. klaszter (6 nappal) kizárása után az 1. klaszterben a legalacsonyabb nitrát értékek szerepelnek, ezenkívül a legmagasabb hőmérséklet, globálsugárzás, légnyomás, szélsébség és csapadék, valamint a legalacsonyabb relatív nedvességtartalom. A 2. klaszterben szereplő magas nitráttartalmak nem társulnak extrém értékű klimatikus paraméterekhez.

Az *oxigén-telítettség* esetében 4 klasztert kaptam, sokkal egyenletesebb megoszlással a napok számát illetően, mint az előző esetekben. Az 1. klaszter a legmagasabb oldott

oxigéntelítettség értékeket, a legmagasabb hőmérsékletet, globálsugárzást, légnyomást és a legalacsonyabb csapadék értékeket tartalmazza. A 2. klaszterben szerepelnek a legalacsonyabb oxigéntelítettség értékek, együtt a legalacsonyabb hőmérsékletekkel, globálsugárzással, légnyomással és szélsébséggel, valamint a legmagasabb relatív nedvességtartalmakkal és csapadék értékekkel.

A *kémhatás* esetében négy klasztert különített el a program. A legmagasabb pH értékek az 1. klaszterben jelennek meg, szintén idekerültek a legmagasabb hőmérséklet és a legalacsonyabb globálsugárzás értékek. A legalacsonyabb pH értékek a 3. klaszterben találhatók, együtt a legalacsonyabb hőmérséklettel, légnyomással, szélsébséggel, csapadék értékekkel, valamint a legmagasabb relatív nedvességgel.

A *foszfát-tartalomnál* 3 klaszter lett az eredmény, ezek közül az 1.-t (1 nap) elhagytam. A 2. klaszterben a foszfát nulla értékeket vesz fel, ehhez kapcsolódnak a legalacsonyabb hőmérséklet és szélsébség értékek, valamint a legmagasabb relatív nedvességtartalom és csapadék értékek. A 3. klaszterben jelennek meg a legalacsonyabb globálsugárzás és légnyomás értékek, valamint a legmagasabb szélsébségek.

Az *összes foszfor* esetében 4 klasztert kaptam, a 2. klaszter (1 nap) kizárható. Az 1. klaszterben a magasabb összes foszfor értékek jelennek meg a legmagasabb hőmérsékletekkel, globálsugárzással, szélsébséggel és csapadékokkal. A 3. klaszter tartalmazza a legalacsonyabb összes foszfor és a legalacsonyabb légnyomás értékeket.

A klaszteranalízis eredményeiről a többi vízkémiai paraméterre vonatkozóan az *V/13. melléklet* ad tájékoztatást.

V. 3. 2. 2. FAKTORANALÍZIS ÉS SPECIÁLIS TRANSZFORMÁCIÓ

Faktoranalízist végeztem minden egyes vízminőségi paraméterre, mint eredményváltozóra a 6 klimatikus paraméterrel, mint magyarázó változóval. Így mind a 11 eredményváltozóra 11 faktoranalízist végeztem ugyanazzal a 6 klimatikus paraméterrel. Minden faktoranalízis 4 faktort eredményezett. A sajátértékeket, a magyarázott és a kumulatív varianciát minden faktor esetében feltüntettem. A faktorsúlyok szignifikancia-szintjeit 5 és 1 %-os valószínűségi szintén feltüntettem. A faktoranalízisek elvégzése után speciális transzformációt használtam annak a meghatározására, hogy a magyarázó változók közül melyik szerepel a legnagyobb súllyal az eredményváltozók meghatározásában, ily módon meghatározva a fontossági sorrendet.

A *vastartalom* esetében a rangok alapján látszólag a légnyomás és a hőmérséklet játssza a legfontosabb szerepet, míg a relatív nedvesség és a szélsébség a legkisebbet. Ennek ellenére egyik klimatikus paraméter faktorsúlya sem éri el azt az értéket, amely azt bizonyítaná, hogy szignifikáns hatással bír a vastartalom alakulására (*V/8. és V/9. melléklet*).

A *vezetőképesség* alakításában a légnyomás játssza az első, s egyben egyedül szignifikáns szerepet.

A *KOIps* esetében a globálsugárzás és a légnyomás szerepe bizonyítható, előbbivel a KOIps kapcsolata pozitív és 99 %-os, utóbbival negatív és 95 %-os valószínűségi szinten

szignifikáns. Az előbbi kapcsolat magyarázható azzal, hogy ha nagyobb a besugárzás mértéke, intenzívebb a szerves anyag termelés mértéke is.

A *mangán-tartalom* alakulásában egyik meteorológiai változónak sincs szignifikáns szerepe.

Az *ammónium-tartalom* esetében a légnyomás lényeges, emelkedése az ammóniumtartalom növekedését idézi elő.

A *nitrit-tartalom* esetében a legfontosabb a hőmérséklet és a légnyomás, de a globálsugárzással és a csapadékmennyiséggel is szignifikáns, pozitív kapcsolatban áll.

A *nitrát-tartalom* alakulása szempontjából valamennyi klímaparaméter szignifikáns hatású, a légnyomás és a hőmérséklet a legfontosabb, ezt követi a globálsugárzás és a csapadékmennyiség, míg a relatív nedvesség és a szélsébség szerepe kisebb mértékű. Egyedül a relatív nedvesség esetében találtam fordított arányosságot. Ez azt jelenti, hogy a nitrát-koncentráció alakításában az időjárási események szerepe jelentős.

Az *oxigéntelítettség* esetében a legnagyobb szerepe a globálsugárzásnak és a légnyomásnak van, de a csapadékot leszámítva a többi paraméter hatása sem hanyagolható el. Az előbbi hatása szintén abban áll, hogy a besugárzással az algák fotoszintézise intenzív.

A *kémhatás* esetében a legerősebb hatótényező a szélsébség és a légnyomás, de a relatív nedvesség hatása is szignifikánsnak számít (utóbbi újfent negatív). A szélsébséggel való kapcsolat a szél által generált keveredés miatt lehet.

A *foszfát* tartalom esetében ugyanaz a helyzet, ha a tényezők rang-sorrendjét nézzük, de érdemes megnézni, hogy itt a kapcsolat csak a szélsébséggel pozitív. Ehhez képest az *összes foszfor* esetében egyik paraméter sem bír jelentős hatással (kevésbé függ az időjárástól).

Az egyes meteorológiai változók (faktoranalízist és speciális transzformációt követően meghatározott) fontossági sorrendjét a 11 különböző vízkémiai jellemző alakulására az *V/10. mellékletben* foglalom össze. A táblázat alapján a meteorológiai változók különböző súllyal szerepelnek a vízkémiai paraméterek alakításában.

Az átlagos sorrendet figyelembe véve a légnyomás (1,82), a globálsugárzás (3,36) és a hőmérséklet (3,45) adódik a legfontosabbnak, míg a relatív nedvességtartalom (3,91), szélsébség (3,91) és a csapadék (4,55) általánosságban kevésbé relevánsak (*V/10. melléklet*).

A 11 eredményváltozó soknak tűnik, mivel 11 faktoranalízist és ezután 11 speciális transzformációt kell elvégezni, hogy megkapjuk a meteorológiai változók fontossági sorrendjét a 11 vízkémiai paraméter alakításában. A sok számítást elkerülendő, egy úgynevezett kétfokozatú faktoranalízist hajtottam végre. Az első lépésben a 11 vízkémiai paramétert vettem faktoranalízis alá, itt 5 faktort kaptam, amelyek az eredeti adatsor variációjának 82,81 %-át magyarázzák (*V/11. melléklet*). Ezek a faktorok magukban foglalják az eredeti vízkémiai paraméterek különböző súlyait, ezért nem mutathatják egy adott eredményváltozó kizárólagos hatását.

Az 1. faktor a KOIps⁻-el, NH₄⁺-el és a PO₄³⁻-el, a 2. faktor az NO₃⁻ és az Fe-tartalommal és a vezetőképességgel, a 3. faktor az oxigéntelítettséggel, a 4. faktor az NO₂⁻-vel és az összes

foszforral és az 5. faktor szintén az NO_2^- és az összes foszfor-tartalommal korrelál (V/11. melléklet).

Ezután egy következő faktoranalízist használtam az 1., 2., ..., 5. faktorok idősoraira, valamint a meteorológiai változók eredeti adatbázisára, majd speciális transzformációt hajtottam végre az 5 faktor és a meteorológiai változók faktorsúlyára.

A meteorológiai változók fontossági sorrendjét a faktorok alakításában minden faktor, mint eredményváltozó esetében átlagoltam (V/10. melléklet). A táblázat alapján a meteorológiai változók különböző súllyal szerepelnek a faktorok alakításában, a legalacsonyabb súllyal a hőmérséklet (2,40) és a relatív nedvességtartalom (2,60) szerepel, a legnagyobb súlya pedig a légnyomásnak (4,00) és a globálsugárzásnak (4,40) van, amely tükrözi a legfontosabb és a legkevésbé fontos magyarázó változót a faktorok alakításában (V/12. melléklet).

V. 3. 2. 3. RÉSZÖSSZEGZÉS

A klaszteranalízisből levonható legfontosabb következtetések röviden: A vízminőségi paraméterek maximum értékei a leggyakrabban a globálsugárzás, a légnyomás és a csapadék minimum értékeinél és maximális relatív nedvességtartalom esetén jelentkeznek. Ennek megfelelően a vízminőségi paraméterek maximum értékei leginkább gyenge átvonuló melegfrontokhoz kapcsolhatók, amelyek hozzájárulhatnak a feldúsulásukhoz. Ugyanakkor a vízminőségi paraméterek minimum értékei általában akkor jelentkeznek, mikor a globálsugárzás és a relatív nedvesség maximuma, míg a légnyomás és a szélsőbesség minimuma mérhető. Ezek az értékek posztmelegfronti hatást feltételeznek, amelyek valószínűleg anticiklonális peremhelyzetben fejlődnek ki, amelyek elősegítik az adott faktor hígulását. Ennek eredményeként elmondható, hogy mind a vízkémiai paraméterek minimum és maximum értékei is kevert időjárási helyzetekhez kapcsolhatók, leginkább pedig gyenge vagy felbomló melegfrontokhoz. Ez valószínűleg hozzájárul a tóban zajló szerves anyag produkció intenzifikálásához, ez pedig az ehhez kapcsolódó folyamatokat leíró paraméterekben tükröződik (pl. KOIps, oxigéntelítettség).

A klimatikus paraméterek fontossági sorrendjét minden egyes vízkémiai paraméterre meghatároztam, hogy látható legyen, mely klímaváltozóknak van a legerősebb és leggyengébb hatása általánosságban az előbbieket meghatározásában. Így ennek a megközelítésnek megfelelően a légnyomás, a hőmérséklet és a globálsugárzás hatása a vízkémiai paraméterek alakításában fontosabb, míg a relatív nedvesség, a csapadék és a szélsőbesség kevésbé.

A meteorológiai változók átlagos sorrendje az alapján, hogy az eredményváltozókból képzett faktorokat hogyan alakítják, a következő: a hőmérséklet, a relatív nedvesség a legfontosabbak, míg a légnyomás és a globálsugárzás kevésbé fontos magyarázó változó az 5 faktor alakításában.

A kétlépéses faktoranalízis alkalmazásának előnye, hogy jelentősen lecsökkenti az eredményváltozók számát. Így az információveszteség kb. 20 %. Mivel az eredményváltozók a két megközelítésben részben a 11 vízkémiai paraméter és részben az 5 faktor, amelyeket

kombinált vízkémiai változóknak is tekinthetünk, így az átlagos fontossági sorrendbeli különbség nem hasonlítható össze.

A vizsgálat egy módszert mutat be a klimatikus paraméterek vízminőségre tett hatásának vizsgálatára. A faktoranalízis speciális transzformációval való használata újszerű megközelítés. Ezenkívül a kétlépéses faktoranalízis használata az eredményváltozók számának csökkentésében szintén újszerű. Eredményként azt kaptam, hogy a vízkémiai adatok pozitív és negatív extrém értékei is a területen átvonuló gyenge vagy felbomlóban lévő melegfrontokhoz kapcsolódnak. Ezzel ellentétben az anticiklonok és anticiklon peremhelyzetek hatása elhanyagolhatónak tűnik.

V. 4. A VÍZMINŐSÉG IDŐBELI ÉS TÉRBELI ÉRTÉKELÉSE TÖBBVÁLTOZÓS STATISZTIKAI MÓDSZEREKKEL

A tavi menedzsment- és helyreállítási projektek sikeressége függ a tó állapotában bekövetkezett térbeli és időbeli változások detektálásától, amelyek tükrözik a környezetben bekövetkezett változásokat (*Matthews et al. 1991*).

Az ún. állapotterez megközelítés a vízminőséget állapotként értelmezi. A víz állapotát a víz tulajdonságainak csoportjai reprezentálják, ahol az egyes tulajdonságok, mint vektorok az egyes nyomonkövetett változóknak felelnek meg. A vízminőséget ilyenformán tetszőleges számú tulajdonságvektor segítségével lehet leírni. A víztér adott időben reprezentált állapotát tehát az a részhalmaz („hipertest”) írja le az n -dimenziós állapotterben, amelyet a figyelembe vett n számú tulajdonságvektor pontsűrűsödése jelölnek ki (*Dévai 1992*). Ezért fontos meghatározni azokat a környezeti hatótényezőket, amelyek az adott mintázat kialakulásában döntő szerepet játszanak. Fontos még elkülöníteni a vízminőséget és -jóságot. A minőséget (tkp. a dolgok, jelenségek, folyamatok belső meghatározottságát) egy szabvány képviselheti a vizsgálati módszerekkel, a jóságot pedig (tkp. a dolgok, jelenségek, folyamatok külső meghatározottságát) a mindenkori felhasználási cél határolja be. Úgymint fürdés, halászat, csapvíz, lápvíz – természetvédelem, stb. (*Kiss 2001*).

A vízben lezajló változások mögött sohasem egy, hanem több változót kell sejtenuünk. A legtöbb kémiai eredmény mögött valamilyen biológiai változás húzódik meg, a biológiai rendszerek és a bennük történő változások pedig nem egy, hanem mindig több faktoros jellegűek, így leírásukhoz, a bennük lezajló folyamatok értelmezéséhez elengedhetetlen a többváltozós (egyidejű analízis) (*Kiss 2001*).

A tavak ilyen szempontú elemzését készítettük el valamivel kevesebb adat alapján (*Samu et al. 2010a*).

V. 4. 1. FAKTORANALÍZIS, KLASZTERANALÍZIS ÉS DISZKRIMINANCIA-ANALÍZIS

Három többváltozós statisztikai módszert alkalmaztam: faktor-, klaszter- és diszkriminancia-analízist.

Ezek segítségével arra kerestem a választ, hogy a különböző változók szempontjából mely tavak, hónapok, illetve évek hasonlítanak egymáshoz. Ezt többféle módon előállított adatbázisból tettem meg. Az *első elemzésnél* a statisztikai próbákat *a teljes, részletes adatbázisra* hajtottam végre minden tó minden mintavételi pontjában mért értékekre. Ebben az esetben kevesebb változóval dolgoztam a nagyobb adathiány miatt, mivel ez a faktoranalízis használatát gyengíti. A felhasznált változók a következők voltak: O_2 mg/l, O_2 %, NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_2^- , KOIps, pH, G, Tlev., Tvíz, légnyomás.

A *második esetben* az egyes tavakra vonatkozó *havi átlagértékeket* használtam az elemzéshez, ebben az esetben több változót tudtam használni, valamint kiegészítettem ezt az aszályindexekkel is. Ilyen módon a felhasznált magyarázó változók a következők voltak: a fent említetteken kívül még a Fe, Mn, csapadék (mm), De Martonne-, Thornthwaite-indexek és a Lang esőzési index és kimaradt az NO_2^- . Ebben az esetben a Papverme-tó átlagának képzésekor a P6-os mintavételi pontot kihagytam, mivel ez túlságosan nagy kiugró értéket képvisel a tavi átlaghoz képest.

Extrakciós eljárásként főkomponens-analízist használtam és az eredménytengelyeken később varimax rotációt hajtottam végre. Az *első esetben* az adatok normalizálása után lefuttatott eljárás végére 7 faktort választottam, amelyek az összes variancia 92,6 %-át írják le.

A faktorok közül

- az 1. az oxigénviszonyokkal és a kémhatással függ össze,
- a 2. a víz- és léghőmérséklettel,
- a 3. a nitráttal és KOIps-el (utóbbival negatív a korreláció),
- a 4. a nitrittel és a légnyomással (ez utóbbinál negatív a korreláció),
- az 5. az ammóniummal,
- a 6. az ortofoszfáttal,
- a 7. pedig a vezetőképességgel van szoros összefüggésben.

A *klaszteranalízisben* a mintákat a faktoranalízis eredményeképpen kapott faktorok alapján osztályoztam. Szintén az összes eredményt felhasználtam minden mintavételi pontról (kivéve a már említett hiányosságokat). A mintákat egy azonosítóval láttam el, amely a nevük kezdőbetűjét, a mintavételi helyet, a mintavétel évét és hónapját jelöli (pl: Papverme-tó, 1, 2009. szeptember: P1_20099). A hierarchikus klaszteranalízisben a 'Cosinus' beállítást használtam az 'Euklidészi távolság' helyett, mert a faktorok nem voltak egyértelműen függetlenek egymástól. Néhány klaszterezési módszer kipróbálása után a legjobb eredményeket az 'Egyszerű átlag módszer' (Within groups linkage) adta. A dendrogram (*V/14 a) melléklet*) a klaszterezés eredményeit mutatja. Ebben az esetben 4 fő csoportot különítettem el.

Az osztályozás helyességét *diszkriminancia-analízissel* ellenőriztem többszörös lineáris regresszió-elemzést használva (Mahalanobis távolság). Eredményként azt kaptam, hogy mindegyik faktor részt vesz a csoportképzésben, leginkább a vezetőképesség, majd a nitrát és KOIps, harmadsorban pedig a nitrit és a légnyomás. A 4 csoportos osztályozást a program 89,9 %-ban tekintette helyesnek, míg a kereszt-validáció eredményeként a

csoportosítás 87,7 %-ban sorolta be helyesen az eseteket. Ez alapján elmondható, hogy a kapott csoportok elég jól elválnak egymástól.

Az 1. csoport a legkevertebb, itt egy osztályba kerültek a Papverme-tó 2009 nyári és szeptemberi, valamint a Tengersizem-tó, Jósva- és Fekete-források kivételével mindegyik víztest 2010-es augusztusi értékei, a Tengersizem-, Vörös-, Kender és Aggteleki-tavak 2009-es áprilisi értékei, ezenkívül a Vörös-tó 2009-es és 2010-es októberi értékei. A 2. csoportban elsősorban a Kender- és Vörös-tó szerepelnek, az Aggteleki- és a Papverme-tó egy-egy értéke kerül elő 2010, illetve 2009 augusztusából. A 3. csoportba kerültek a Gyökérréti-kutak, a Fekete-forrás, a Tengersizem-tó és a Jósva-patak. A 4. csoportba az Aggteleki- és a Papverme-tavak összes maradék értékét sorolta a program, beleértve a Papverme-tó P6-os mintavételi pontból származó értékeit is.

Ha ezt megnézzük azoknak a tényezőknek a szempontjából, amelyek leginkább részt vettek a csoportképzésben, akkor az a következtetés vonható le, hogy az összes sótartalom (1. csoportképző tényező, vagyis a vezetőképesség) nagyrészt minden időpontban jól elkülöníti a tavakat, tehát a geológiai környezetük az egyik legerősebb specifikum, ami jellemző rájuk, évszakra, évre és mintavételi pontra való tekintet nélkül. Ebből a szempontból hasonlóak a Kender- és a Vörös-tó, amelyek a 2. csoportban szerepelnek, illetve a 3. csoport tagjai is. A Papverme-tó hasonlóságát ebből a szempontból az egyéb paraméterek felülírják. Ha a 2. csoportképző tényezőt tekintjük, ami a nitrátot és a KOIps-t foglalja magába, akkor itt már árnyaltabb a kép, mert a 3. csoport vizei ebből a szempontból valóban igen hasonlóan viselkednek, amennyiben mindegyik nitráttartalma és az összes szervesanyag-terhelése megegyezik nagyjából az egész mérési időszak alatt. Ez szintén jól alátámasztja a 4. csoport létjogosultságát, hiszen az Aggteleki- és Papverme-tó nitrát-tartalma szinte az egész vizsgált időszakban alacsony és a szervesanyag-terhelésük is hasonlóan – közepesen magasnak mondható. Érdekes viszont itt kiemelni, hogy a Papverme-tó szennyvízbefolyása, a P6 mintavételi pont nem került külön csoportba, hanem együtt van az Aggteleki-tó főként nyári, illetve 2010-ben tavaszi értékeivel, valamint a Papverme-tó egyéb értékeivel. Ez minősíti egyrészt az Aggteleki-tó állapotát (kedvezőtlenül), illetve látható, hogy a Papverme-tó átlagos értékeit is rontja. A 2. csoport esetében a 2. kiemelt faktor csak megerősíti az első faktor alapján kapott osztályozást: a Kender- és a Vörös-tónak hasonlóan alacsony a nitráttartalma és a szervesanyag-terhelése. Az 1. csoport kevert voltához már több faktor együttes hatását is figyelembe kell venni. A Kender-, Vörös- és Aggteleki-tavak esetében a nitrát és az ammónium alapján is javulás tapasztalható a vízminőségben ezekben az időpontokban, a Papverme-tónál viszont inkább romlás jellemző. Tovább megnézve az egyes paramétereket, egyiket sem lehet külön kiemelni, amiért ebbe a csoportba kerültek, valószínűleg az összhatás eredményeként alakult így. Azon csoportok (pl. 1.) alapján, ahol a különböző évekből más-más hónapok szerepelnek, elmondható, hogy az egyes évek ugyanazon évszakaiban a vízminőség eltérő.

A második esetben hasonló beállításokat követve 6 faktort kaptam, amelyek az összes variancia 85,5 %-át írják le. Ezek közül

az 1. az aszályindexekkel és a csapadékkal,

a 2. a KOIps-el, a vas- és mangántartalommal pozitívan, a nitráttartalommal negatívan,

- a 3. az oxigénviszonyokkal és a kémhatással,
a 4. a levegő- és vízhőmérséklettel,
az 5. az ortofoszfát-tartalommal és a vezetőképességgel,
a 6. az ammónium-tartalommal pozitív és a légnyomással negatív korrelációban van.

A 2008-as évből kevesebb faktor jött létre, mivel ebben az évben hiányosabb az adatsor, ezenkívül több víztest mérését csak 2009-ben, némelyiket pedig csak 2010-ben kezdtem el rendszeresen. Ezek alapján a *klaszteranalízisben* 5 csoportot különítettem el, amelyeket az 5. táblázat és a V/14 b) melléklet foglal össze.

Kezdve a faktorokkal, a *diszkriminancia-analízis* eredménye alapján elmondható, hogy mindegyik faktor hozzájárul a csoportképzéshez. A legerősebb csoportképző a 2. és az 5. faktor, ami nem is meglepő, mert ez a két faktor több változót is magában foglal. Ezután sorrendben a 3., majd a 4. és végül a 6. és az 1. faktor járul hozzá a legkevésbé a csoportok kialakításához. A diszkriminancia analízis szerint az 5 csoportos osztályozást a program 94,3 %-ban tekintette helyesnek, míg a kereszt-validáció eredményeként a csoportosítás 91,5 %-ban sorolta be helyesen az eseteket. Ez alapján elmondható, hogy a csoportok jól elválnak egymástól. *Camarero et. al. (2009)* azt írják le hasonló vizsgálatukban a faktoranalízis eredményeként, hogy az egyik faktor az oldott szerves szénnel (DOC) pozitívan, míg a nitráttal negatívan korrelál. Feltevésük szerint ez vagy két független, a vízgyűjtők talajaiban lejátszódó folyamat, amelyek ellentétesen működnek, vagy pedig egy közvetlen interakció, pl. a denitrifikáció limitálása a DOC hozzáférhetőség miatt. Ilyan kapcsolatot több helyen is leírtak, így ez akár globális mintázat is lehet, amely kapcsolatot teremt a C és N ciklusok között. Ebben az esetben a kémiai oxigénigény tartalmazhat pozitív irányú tévedést a szerves anyag-tartalomra vonatkozóan, ez további vizsgálatokkal finomítható lenne, azonban ez egy érdekes összefüggés lehet.

5. táblázat: A 2. klaszterezés táblázatos összefoglalása

csoport/ év	1	2	3	4	5
2008			A: 6,7	V: 6,7 K: 6,10	P: 6,7
2009	F: 10,11 J: 10,11 T: 4,6,7,8,9,10,11	P: 3,10,11	P: 8,9 K: 9 A: 4,6,7,8,9	V: 3,7,9,11 K: 10,11	P: 4,6,7 V: 4,6,8 K: 4,6,7,8 A: 10,11
2010	G1: 4,5,6,8,9 G2: 4,5,6,8,9 F: 4,5,6,8,9 J: 4,5,6,8,10 T: 4,5,6,8,9,10,11 P: 4 V: 5 K: 5 A: 5	G1: 3,10 G2: 10 F: 3 J: 3 T: 3 P: 3,9,11 A: 3	P: 6,8 A: 8	V: 3,6,9,10 K: 3,4,6,9,10 A: 6	P: 5 V: 4,8 K: 8 A: 4,9

A kialakult osztályokat tekintve megfigyelhetünk olyan víztesteket, amelyek szinte minden csoportban előfordulnak (V, P, K, A) és olyanokat is, amelyek inkább csak egy-egy csoportba oszlanak szét (T, F, G1, G2, J). Ez utóbbiak tekintetében elmondható, hogy a vízminőségük a vizsgált periódusban nagyjából hasonlóan alakul, nincsenek nagyobb ingadozások. Ezzel ellentétben a több csoportban is előkerülő tavak vízkémiai paraméterei nagyobb változásokon, kilengéseken esnek át. Vízminőségük kevésbé állandó, mindig az adott feltételektől függően, azoknak erősen kitéve alakul, így ezek a víztestek sokkal labilisabbnak tekinthetők az előzőeknél, a külső körülmények jóval nagyobb hatással vannak rájuk. Ez alól egy kivétel van: az Aggteleki-tó, amelynek vízminősége stabil bár, de tartósan rossz, ez 2010-ben javul valamelyest. Úgy tűnik, hogy jelenlegi állapotában a külső körülmények a legritkább esetben tudnak csak hozzájárulni a vízminőségének javulásához. Erre pedig valószínűleg még kevesebb esélye van a szórt szennyezések miatt, mint a Kender-tónak. Ennek vízgyűjtő területe minimális a magaslati helyzete miatt, azonban viszonylagos háborítatlansága a természetes folyamatoknak kedvez, amelyek a feltöltődés irányába hatnak ugyan, de kevésbé látványosan és ha csapadékosabb időjárás a jellemző, akkor a feltöltődés igen lassú. Ilyen módon a Kender-tó jó példája a közel természetes folyamatoknak. A Kender-tavon kívül változónak mondható a Vörös- és a Papverme-tó vízminősége is. A Vörös-tó szintén tekinthető természetközeli folyamatok színterének, bár a környezetében több beavatkozás történik, mint pl. a Kender-tónál jelenleg, mégis, összességében azt mondhatjuk, hogy ez inkább hozzájárul a vízminőség szempontjából kedvezőbb egyensúly fenntartásához. Bár a Vörös-tó vízgyűjtője jóval nagyobb, mint a Kender-tóé (a kotrás utáni vízpótló bővítések ehhez még inkább hozzájárultak), vízminősége/mennyisége szintén nagyban függ a lehullott csapadék mennyiségétől és a csapadékos/aszályos periódusok hosszától, mint az már a vízszintjének az SPI aszályindexszel való összevetésekor látható volt. Ebből a megközelítésből talán a Papverme-tó esete a legsokrétűbb. Vízminősége évszakkal, időjárással is változik, jelentősen javulhat és le is romolhat egy éven belül is. Ez természetesen a szórt és pontszerű szennyezésen is múlik, ami a tavat éri. Ezt ebben az esetben a csapadékosabb időjárás fel is erősítheti, akárcsak az Aggteleki-tó esetében, így kevesebb esélyt adva a hígító hatás okozta potenciális javulásnak.

Ha a konkrét osztályozást tekintjük, látható, hogy itt az oldott sótartalom valamivel kisebb szerepet játszik, mint az előző osztályozásnál, az ortofoszfát-tartalommal együtt a 2. legerősebb osztályozó tényező. Az 1. csoport elsősorban a nem állóvízű víztesteket, valamint a Tengersizem-tavat foglalja magában, ezek a legtöbb vízkémiai szempontból nagy hasonlóságot mutatnak. A Tengersizem-tó és a Jósza-forrás szinte összes értéke itt található, állandóság jellemző az év nagy részében. Szintén ebben a csoportban található a négy további tó egy-egy tavaszi hónapjának értéke is. Ennek a csoportnak a tagjai jelennek meg még a 2. osztályban, ezek között a kutak, és a Papverme-tó kora tavaszi és késő őszi, a többiek kora tavaszi értékekkel. A késő őszi és kora tavaszi értékek hasonlósága több szempontból gyakori (nagyobb befolyó vízmennyiség, némely tápanyag, pl. nitrát magasabb koncentrációja, alacsonyabb pH, kiegyenlített oxigénviszonyok, stb.). Itt a Vörös- és a Kender-tó nem szerepel.

A maradék 3 csoportban a Papverme-, Vörös-, Kender- és Aggteleki-tavak különböző kombinációi jönnek létre. A 3. csoportban főként az Aggteleki- és Papverme-tó késő nyári, kora őszi értékei szerepelnek. Az Aggteleki-tavat 2009-ben túlnyomórészt ebbe a csoportba sorolta az algoritmus (míg a 2010-es értékei megoszlának az egyes kategóriák között). A 4. csoportban nagyrészt a Kender- és a Vörös-tó értékei jelennek meg mindhárom vizsgált évből. A két tó több szempontból való hasonlóságára az előbbieken már utaltam. Ebben az esetben a vas- és mangántartalom nagy szerepet játszhat az elkülönítésben (a 2. faktorban szerepel elsődleges osztályozó tényezőként – az 1-2. csoport ugyanígy a nitráttartalma miatt is erősen elkülönül).

Az 5. kategóriában a Papverme-, Vörös- és Kender-tavak értékei szerepelnek – 2009-ben áprilisi és nyári, illetve az Aggteleki-tó esetében őszi értékekkel, míg 2010-ben április, augusztus, valamint a Papverme esetében május hónappal.

Az 1. esettel összehasonlítva megállapítható, hogy a tavak egymástól való elkülönítésében, illetve helyzetük hasonlóságának megítélésekor fontos szerepet játszik a nitrát-tartalom, a permanganátos kémiai oxigénigény és az összes oldott sótartalom – ilyen értelemben a vízgyűjtő geológiája, valamint szervesanyag- és nitráatterheltsége. Ez mindkét vizsgált esetben jellemző volt. A 2. esetben ezenkívül még a vas, mangán, valamint az ortofoszfát is nagyobb súllyal szerepel az osztályozásban. Szintén a 2. esetben a faktorok közé sorolt időjárási jellemzők részt vesznek bár a csoportosításban, de nem ezek hozzák létre az éles különbségeket: hatásuk valószínűsíthetően homogén az egész területre nézve, a különbségek nem szembeszökőek. A két osztályozás eredményeként kapott csoportok között van hasonlóság, mindkét esetben van egy túlnyomórészt Vörös-Kender párosításból és egy Gyökérréti-Fekete-Jósua-Tengerszem kombinációból összetevődő csoport, ezt tehát erős hasonlóságnak tekinthetjük. A többi esetben, főként a 2. esetben keveredés tapasztalható a Papverme-Vörös-Kender-Aggteleki kombinációban évszakos lebontásban.

V. 4. 2. RÉSZÖSSZEGZÉS

Statisztikai módszerekkel osztályozást készítettem az egyes víztestek vízkémiai adatai és meteorológiai paraméterek alapján. Célkitűzésként szerepelt annak a körülhatárolása, hogy mely tulajdonságok azok, amelyek alapján a víztestek a leginkább különböznek egymástól és melyek azok, amelyek alapján a leginkább hasonlítanak. Ezenkívül pedig részletesebb lebontásban az egyes évszakok egymáshoz való viszonyát kívántam tisztázni. A statisztikai elemzés során kiderült, mely paraméterek, illetve ezek mely kombinációja járul hozzá leginkább az egyes víztestek elkülönítéséhez, illetve melyek a közös problémáik. Ezentúl a klaszteranalízis és a létrehozott faktorok segítségével létrejött osztályozás alapján elkülöníthetőek voltak az egymáshoz tulajdonságaikban jobban hasonlító, hasonló szituációban lévő, illetve az egymástól leginkább eltérő víztestek – (mindez éves, havi és az 1. esetben mintavételi pont szintjén is).

Összefoglalásként elmondható, hogy a faktoranalízis eredményeképpen létrejött faktorokból a diszkriminancia-analízis a legerősebb osztályozó tényezőkként az 1. esetben a vezetőképességből, valamint a nitrátból és a KOI_{ps}-ből előállított faktorokat jelölte meg, míg

a 2. esetben a nitrátból, KOIps-ból, Fe és Mn-ból, továbbá a vezetőképességből és az ortofoszfátból előállt faktorok szerepeltek. Ez alapján megállapítható, hogy a tavak profiljainak elkülönítésében fontos szerepe van a kis területen belül is heterogén vízgyűjtő geológiai környezetének, a víz szerves anyagokkal való terheltségének és a nitráttartalomnak, ezenkívül (ha csak az átlagolt értékeket tekintjük), az ortofoszfát, vas- és mangántartalomnak is. Levonható az a következtetés, hogy a különböző eredetű szervesanyag- illetve nitráatterheltség eltérő az egyes víztestek esetében és a feltöltődés megakadályozásában, illetve megállapítható az is, hogy a felszín alatti környezet szennyezésének meggátolására tett erőfeszítésekben ezek megszüntetésére tett lépések kiemelt fontosságúak. Mindkét osztályozásnál két elkülönülő csoport jött létre az elemzés során: az egyik a Gyökérréti-kút, Fekete-forrás, Jósua-patak és Tengersizem-tó négyeséből tevődik össze, a másik a Kender- és Vörös-tavat tömöríti elsősorban, ezenkívül pedig beszélhetünk még a Papverme- és Aggteleki-tó csoportról.

Havi szinten kimutatható a szezonális, az évszakos trendek, illetve a különböző években uralkodó eltérő (klimatikus, szennyezettség, stb.) viszonyok szerepe is.

V. 5. A TAVI ÜLEDÉKEK ÉS A TAVAK MENTI TALAJOK EGYES PARAMÉTEREINEK VIZSGÁLATA ÉS ÉRTÉKELÉSE

V. 5. 1. AZ ÜLEDÉKBŐL SZÁRMAZÓ TERHELÉS

Az állóvizet általában az őket körülvevő talajokból és a lerakódott üledékből származó terhelések érik. A következő fejezetben a vízgyűjtő talajaiból származó külső, valamint az üledékből eredő belső terhelést vizsgálom. A sekély tavak növényi tápanyagforgalmában az üledék-víz kölcsönhatás jelentős szerepet játszik. Az eutrofizáció kulcsfaktorának tekintett foszfor az üledékben akkumulálódik, s könnyen visszajuthat a víztestbe, ezt nevezzük a tó belső terhelésének (*Colterman 1975, Istvánovics, Somlyódy 1999*). A belső terhelés nagyságát ezért az üledék állapota és tulajdonságai nagymértékben befolyásolják. Az eutrofizálódás fokozódásával a belső terhelés rohamosan nő, és egy idő után elsődleges fontosságúvá válhat a fitoplankton tápanyagellátásában (*Gelencsér et al., 1982*). Az OECD által koordinált, mindezidáig legnagyobb átfogó vizsgálatban megállapították, hogy az alga biomasszával arányos a tavak P koncentrációja, ami a külső terhelés lineáris függvénye (*Vollenweider, Kerekes 1982*).

A szakirodalom számos példát mutat be arra, hogy a fokozott mértékű algásodás a külső terhelések csökkentése után is folytatódott (*Cullen, Forsberg 1988, Sas 1989, van Liere et al. 1991*) különösen azoknál a tavaknál, melyek üledékében sok tápanyag halmozódott fel. Ennek magyarázata, hogy a tavak általában „tápanyag-csapdaként” működnek.

A sekély tavakban hipolimnion nincs, a tóba jutott tápanyagok nagy része az üledékben halmozódik fel, ahonnan bizonyos körülmények között visszaléphet a víztérbe (*Boström, Pettersson 1982*). Az így kialakuló, ún. belső terhelés az eutrofizálódást a külső tápanyagforrások megszüntetése után még évekig, vagy akár évtizedekig is fenntartja (*Sas 1989, Reynolds 1992, Sondergaard 2001*).

A vizek minőségének vizsgálata pillanatnyi információkat hordoz, míg az üledék vizsgálatával a korábbi állapotokról is tájékozódhatunk. Az üledékek a felszíni vizek szennyeződésének jó indikátorai, mivel a szennyezőanyagokat az üledékek akkumulálják, így azok dokumentumokként őrzik a vízrendszert ért hatásokat. Figyelembe véve a vízrendszert érő esetlegesen negatív környezeti hatásokat, vizsgálataim a belső terhelést potenciálisan növelő tápanyagmennyiségre (foszfát, nitrát), egyes nehézfémekre, illetve a szervesanyag-tartalom mennyiségére és minőségére terjedtek ki. Ezenkívül foglalkoztam a kotrások rövid távú hatásával az Aggteleki- és a Vörös-tó esetében. A fejezet egyik célja az Aggteleki-tó üledékminőségében 2000 óta történt változások feltárása és a beavatkozások hosszú távú hatására vonatkozó következtetések levonása volt. A másik cél a tó jelenlegi üledékminőségének jellemzése a jövőbeni feladatok meghatározásának érdekében.

V. 5. 2. MOBILIZÁLHATÓ NEHÉZFÉMEK

Ma már elfogadott tény, hogy a vízi üledékek szerepét, amely a szennyezőanyagok nyelője és forrása, nem lehet csupán az összes nehézfém-koncentráció alapján értékelni. Ehelyett a fémek különböző környezeti körülmények között történő potenciális felvehetőségéről kell információt szerezni. Mivel a nyomokban jelenlévő fémek mobilitása, elérhetősége és az ehhez kapcsolódó ökototoxicitása a növények számára attól függ, milyen kémiai formában vannak jelen az üledékben, így jelentős érdeklődésre tarthat számot a nyomelemek üledékben való speciációja (*Davidson et al. 1994*). A szekvenciális kioldásos módszereket a vizsgálandó elemek speciációja, (azaz a lehetséges kémiai előfordulási formáik közti megoszlásuk meghatározása) céljából fejlesztették ki (*Bódog et al. 1996*). Különböző módszereket publikáltak a szekvenciális kioldásra, a legtöbb ezek közül a Tessier eljárás (*Tessier et al. 1979*) valamely változata. A számos módszer közül én az *Ure (1993)* által közzétett és *Bódog et al (1996)* által továbbfejlesztett módszert használtam a feltáráshoz. A méréshez felhasznált minták 2009 augusztusából származnak. Az eredményt a 33. és 34. ábrán tüntettem fel.

A króm elsősorban az oxidálható, valamint a maradék frakciókban jelenik meg. A Papverme-, Vörös-, Aggteleki- és Tengersizem-tavak esetében nagyobbbrészt a stabil maradék frakcióban található. A Gyökérréti- és a Kender-tó üledékében nagyjából fele-fele arányban oszlik el az oxidálható, illetve a maradék frakcióban.

A réz nagyobb arányban az oxidálható frakcióhoz kötődik, de pl. a Gyökérréti, Tengersizem és Kender tavaknál többségben van kicserélhető, illetve karbonátokhoz kötött formában is, itt ez kb. 50 %-ot jelent a mobilabb frakciók javára.

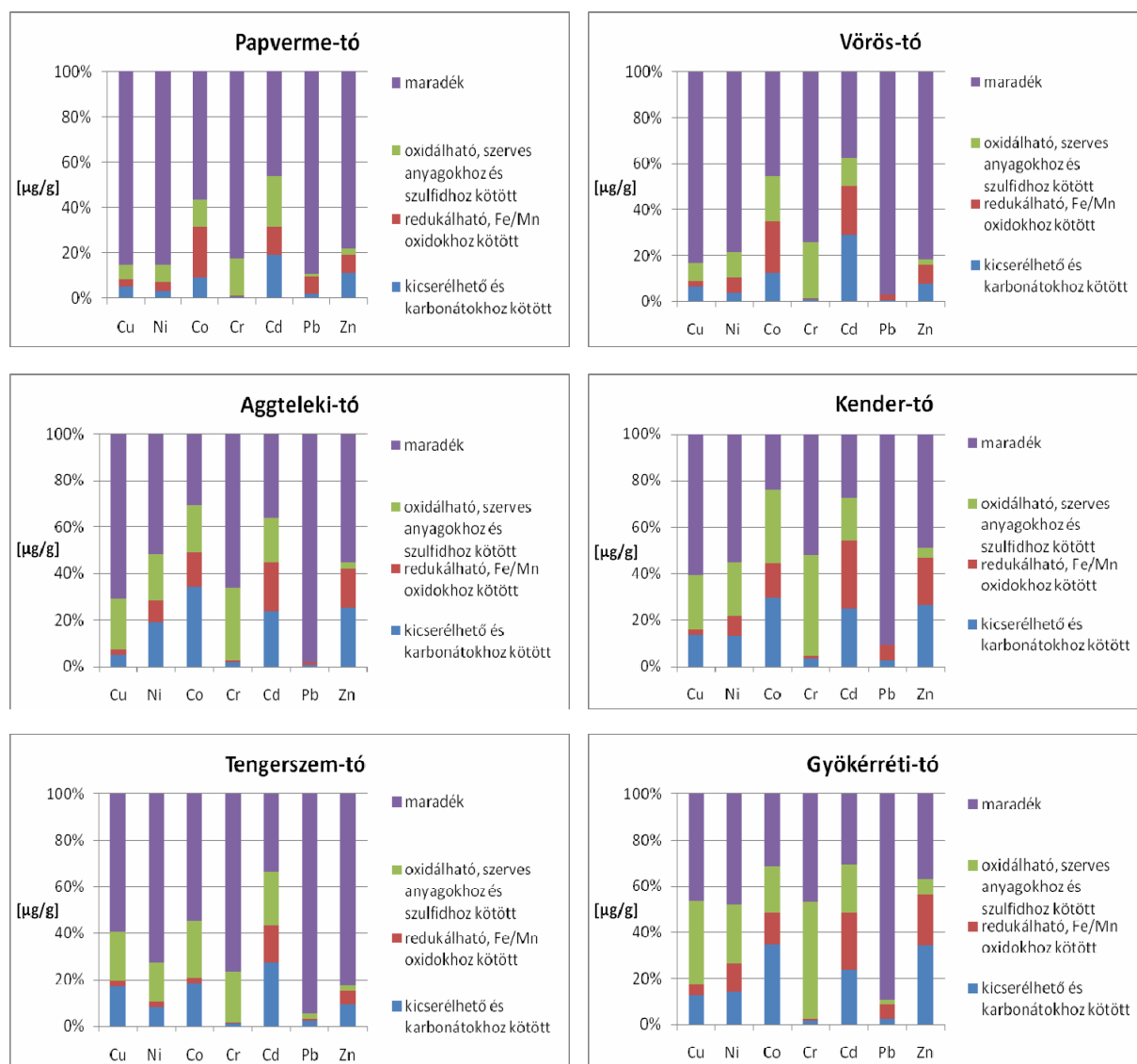
A nikkel általában hasonló arányban fordul elő oxidálható és kicserélhető formában, a Tengersizem-, Vörös- és Papverme-tavaknál viszont jóval nagyobb a maradék (stabil) frakció aránya.

A kobalt a legkevésbé egységes a frakciók eloszlását tekintve, azonban ennek az elemnek az esetében a legnagyobb arányú általánosságban a mobil frakció aránya. A Papverme- és a Vörös-tó esetében a redukálható frakció a döntő, a Gyökérréti- és az

Aggteleki-tavaknál a kicserélhető, a Kender- és a Tengerszem-tó esetében a kicserélhető, illetve az oxidálható frakció többsége jellemző.

A kobaltnál is mobilisabb a kadmium és általában megoszlik a 3 mobil frakció között, a Vörös- és a Kender-tó esetében kicsit több a karbonátokhoz kötött koncentrációk részaránya.

Az ólom a legkevésbé mobil elem, ahol valamelyest mégis mobilizálható, ott főként a redukálható frakcióban és kisebbrészt karbonátokhoz kötött formában található. A cink főként karbonátokhoz, másodsorban redukálható frakcióhoz kötődik.

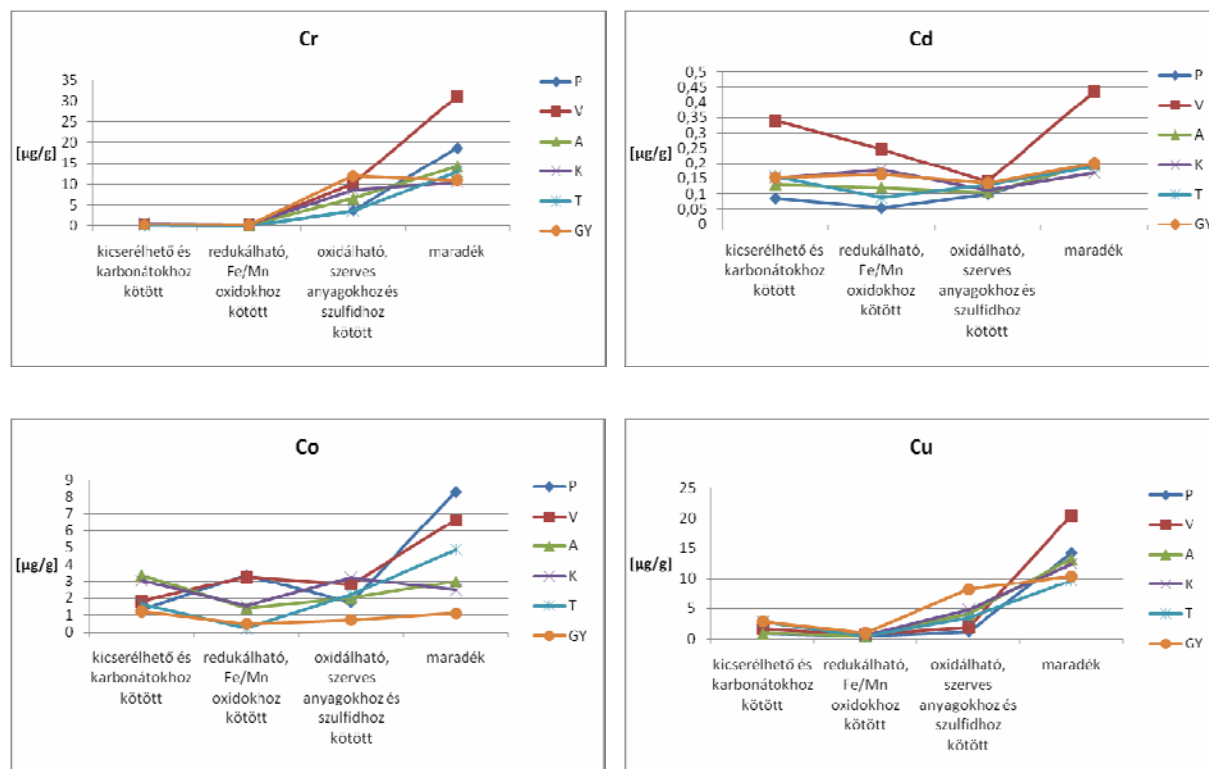


33. ábra: A szekvenciális feltárás eredménye: nehézfémek frakcionálódása

A szerves anyagokhoz (az oxidálható frakcióhoz) kötődő nehézfémek minden tavi üledék esetén elég nagy arányban vannak jelen, a karbonátokhoz kötött frakció a Gyökérréti, Kender és Aggteleki-tavaknál tesz ki jelentősebb hányadot. Valószínűleg azért nagyobb mindenhol a szerves anyaghoz kötődő nehézfémek részesedése, mivel ez az üledék elég nagy részét teszi ki a tavaknál. A redukálható rész a Tengerszemen kívül valamivel kisebb mennyiségben mindenhol jelen van és elsősorban a kadmiumra és a kobaltra jellemző az

ehhez való kötődés. Ezekben az üledékekben valószínűleg gyakran uralkodnak redukzív körülmények, különösen a mélyebb rétegekben.

Az általános mobilitási sorrend a ható üledékeinek esetében: $Cd > Co > Zn > Cr > Ni > Cu > Pb$.



34. ábra: Az egyes nehézfémek megoszlása a frakciók között

Összességében elmondható, hogy a fémek nagyobbbrészt nem mobilisak, néhány kivételtől eltekintve (pl. Co, Cd vagy Gyökérréti- és Kender-tó). A hasonló nehézfém-mobilitással rendelkező üledékek hasonló állapotokra, illetve fejlődési fázisra utalhatnak. Ilyen szempontból feltűnő a Gyökérréti- és a Kender-tavi üledékek hasonlósága – nagy az oxidálható frakcióhoz kapcsolható fémek aránya: mindkét tó sekély, a Gyökérréti-tó pedig időnként majdnem teljesen ki is szárad, tehát az üledék felső része mindenképp érintkezik a levegővel vagy oxigénben dúsabb vízzel, ami a fémek oldatba kerüléséhez vezethet az oxidáló közeggel való tartós érintkezés következtében.

Az ábrákon feltüntettem az összes mért nehézfém-tartalmat is. A Kender-tó kivételével minden mintában határérték feletti a nikkel-tartalom. *Bárány-Kevei et al. (2001)* hasonló eredményekre jutott a talajok vizsgálatakor. A saját talajmintavételezések alapján, amelyeket a tavak környezetéből vettem, egyedül a Papverme-tó melletti talajmintában levő koncentráció közelítette meg a határértéket, de el nem érte azt. Az összes, általam vizsgált talajmintában lévő nehézfém-koncentrációk a *KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendeletében (2000)* meghatározott határérték alattiak voltak.

A Vörös-tavi üledékben a V3-as mintavételi pontban mértem 2008-ban határérték feletti kadmium-tartalmat. Ezt a 2009-ben vett minta koncentrációja közelítette, de nem érte el.

Az Aggteleki-tóban a 2000-ben mért értékekhez képest történt változás a nehézfém-tartalomban: 2002-ben a tavat kikotorták, a környékét az üledékkel feltöltötték. Az iszap nikkel-tartalma megduplázódott 2000-hez képest, ugyanígy a króm és az ólom tartalom (ez utóbbiak azonban nem lépik túl a határértéket), a kadmium és a cinktartalom csökkent, a kobalt pedig nagyjából hasonló értékeket vesz fel. Ennek az oka az lehet, hogy korábban nagyobb mennyiségben halmozódott fel a nikkel, króm és az ólom (közlekedés, légköri kiülepedés – közeli gyárak 60 km-es körzetben, pl. cementgyár, US Steel: ez utóbbi 1965-1989 között bevallottan a környék és többek között a légkör legnagyobb környezetszennyezője (ekkor még Kelet-Szlovákiai Vasművek). Ez a szennyezés azonban a 90-es években lecsökkenhetett és a réteg, amelyből mintát vettek, kevésbé volt ezekkel az elemekkel terhelt. A kotrással azonban újra felszínre kerülhetett a korábbi, szennyezettebb réteg, amelyet megmintáztam. Egy másik ok lehet, hogy a kotrás óta nagyobb mennyiségben halmozódtak fel itt nehézfémek.

V. 5. 3. AZ ÜLEDÉK SZERVES ANYAGÁNAK JELLEMZÉSE

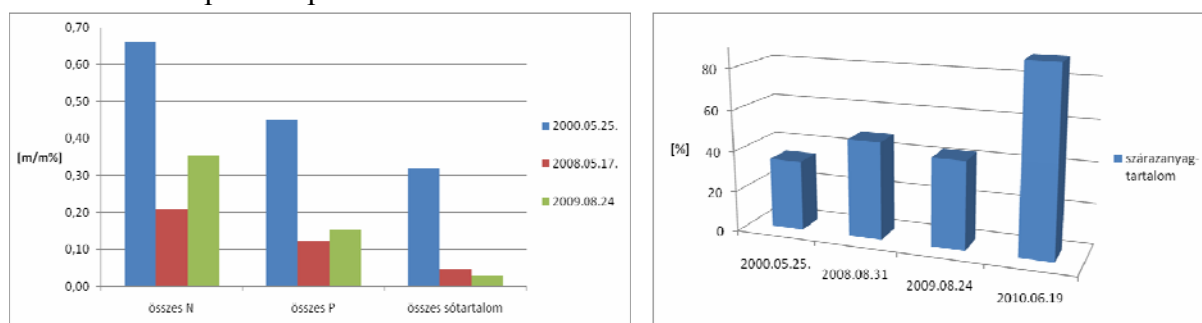
A *Rock-Eval* pirolízissel történt mérés alapján kimagaslóan a legnagyobb szervesanyag-tartalommal sorrendben a *Kender*-, majd az *Aggteleki*-, illetve a *Vörös-tó* rendelkezik (ezt követi közel hasonló értékekkel a *Tengerszem*- és a *Papverme-tó*). A szervesanyag termikus érettségi mutatója alig különbözik egymástól, tehát elmondható, hogy ebből a szempontból az üledékek hasonló minőségűek.

A friss növényi anyag (F1) és az érett geo-makromolekulák (F4) aránya minden tóban viszonylag kicsi. Az éretlen geo-makromolekulák (humin+fulvinsavak; F3) nagyobb arányú jelenléte az első két frakcióhoz képest a rendszerbe való külső behordódásra utal. Az éretlen geo-makromolekulák aránya a *Tengerszem-tóban* a legmagasabb, mert itt a *Jósva-forrás* közvetlen utánpótlást képvisel, ezt a *Papverme-tó* követi, ahol a szennyvízhozáfolyás, illetve a közlekedésből származó szennyezések bemosódása növelheti ezt az arányt. Itt azonban érvényesülhet valamelyest a nádas-gyékényes szűrőhatása is, amely a tónak ezen oldalán, különösen a szennyvízhozáfolyás helyén nagy sűrűséget ér el. Az *Aggteleki*-, *Kender*- és *Vörös-tavakban* az ellenállóbb biopolimerek (lignin, cellulóz; F2) aránya valamivel magasabb: 20-25% körül mozog, ez a beérkező friss növényi anyag magasabb arányú kezdeti fázisú átalakulására enged következtetni. Az inert frakció a legnagyobb mennyiségben a *Papverme-tóban* van jelen, ami itt a nagyobb arányú képződés mellett származhat Black Carbon légköri kiülepedésből, illetve a karbonátos kőzetből. A bio-makromolekula osztályok relatív evolúciójának aránya kisebb az *Aggteleki*-, de főleg a *Vörös-tó* esetében, amely valószínűleg a kotrás hatására utal, amellyel a felsőbb – éretlenebb szerves anyagot tartalmazó részt eltávolították.

V. 5. 4. A TAVI ÜLEDÉKEK ÉS A TALAJOK EGYÉB JELLEMZŐI

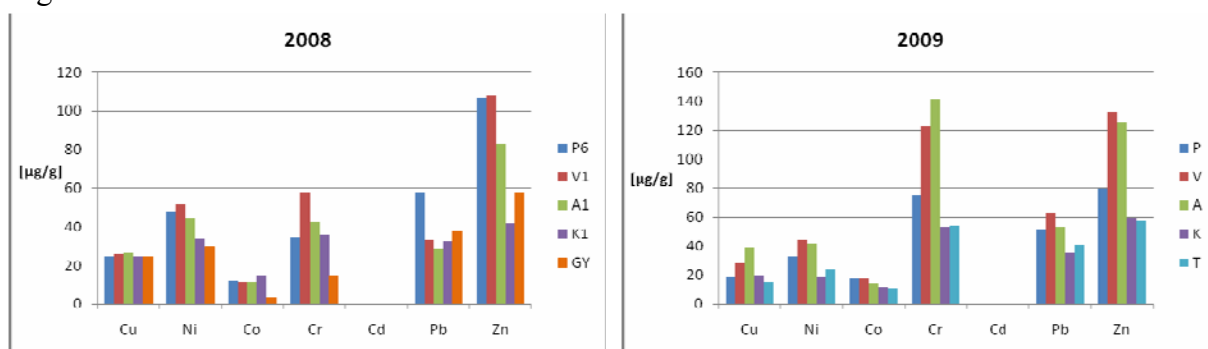
Az *Aggteleki-tó* esetében összehasonlítást lehet végezni a kotrás előtti állapotokkal (*Czesznak 2000*). Ebből a szempontból a kémhatása nem változott, 7,3-7,5 között ingadozik.

Szárazanyag-tartalma valamivel magasabb. Az összes nitrogén és az összes foszfor tartalma csökkent, azonban ez újra növekedő tendenciát mutat (35. a) b) ábra). Az üledék nehézfém tartalmának koncentrációja a kotrás után magasabb, a Ni és a Cr esetében határérték-túllépés is tapasztalható.

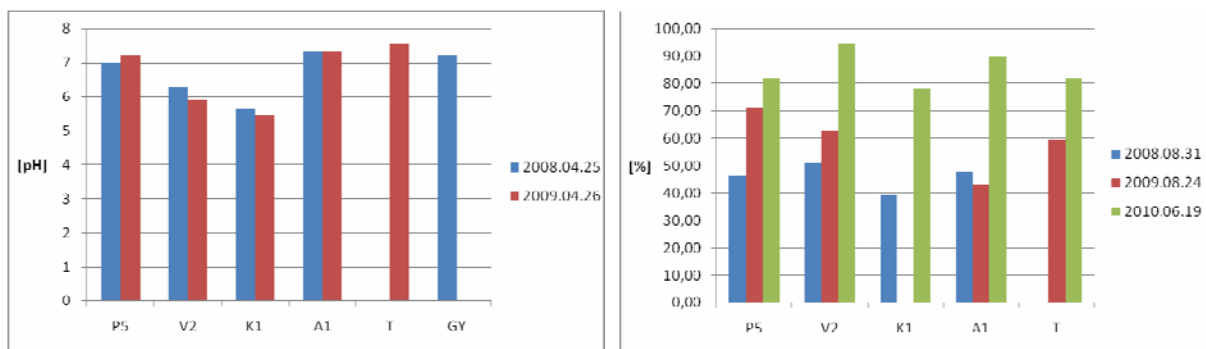


35. ábra: Az Aggteleki-tó üledékének a) összes tápanyag-, öszszó- és (b) szárazanyag-tartalmának alakulása

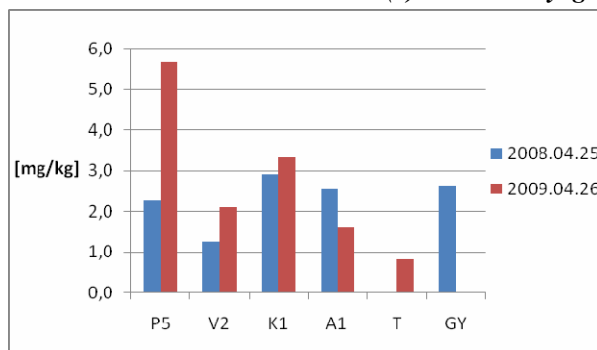
A további tavak esetében a nikkelnél tapasztalható enyhe határérték-túllépés a Papverme-, Vörös- és Aggteleki tavak üledékében, 2009-ben pedig csak az utóbbi két esetben (36. ábra). Ezenkívül ugyanezen két tó esetében 2009-ben a Cr határérték túllépése is megfigyelhető volt, azonban ha ezt összevetjük a szekvenciális feltárás eredményeivel, látható, hogy ezek az elemek nagyjából nem mobilizálhatóak természetes körülmények között, így főként jelzésértékűek van – ebben az esetben főként az Aggteleki- és Vörös-tó üledéke tartogat érdekes információkat, amelyek sajnos a Vörös-tavi üledék kotrás előtti felmérésének adatai hiányában nem vethetők össze, de a jelenlegi koncentrációk tekintetében hasonlóak. Ugyanígy a Kender-tóban mért mennyiségek 2009-ben a Tengersizemmel mutatnak hasonlóságot. Az üledékek kémhatását vizsgálva látható, hogy a Vörös- és Kender-tavak pH-ja enyhén savas, a többi semlegesközele (37. a) ábra). A Vörös-tóban és környezetében tapasztalt savanyúságra lejjebb, a talajok tárgyalásánál térek ki. Az üledékek szárazanyag-tartalma változó, 2010-re növekedő tendenciával, a Kender- és az Aggteleki-tó esetében kevesebb, mivel itt a nagy része szervesanyag-tartalomból származik, ezzel szemben, különösen a Tengersizem-tónál nagyobb lehet az ásványos összetevők aránya (37. b) ábra). A legnagyobb összes nitrogén tartalommal a Papverme-, illetve a Kender-tó üledéke rendelkezik (38. ábra), valószínűleg mivel a Kender-tó egész területén, illetve a Papverme-tónak azon a részén, ahol a mintavétel történt (NY-i oldal) nagy a makrovegetáció aránya, ilyen módon az üledékben nagyobb lehet a nehezebben bomló szerves anyagokban kötött nitrogén mennyisége.



36. ábra: Nehézfémek a tavi üledékekben



37. ábra: A tavi üledékek kémhatása (a) és szárazanyag-tartalma (b)



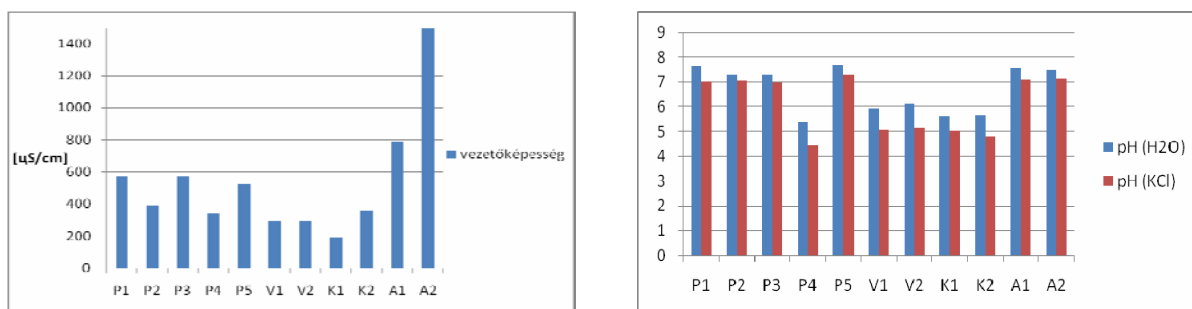
38. ábra: A tavi üledékek összes N-tartalma

A talajok megmintázásának célja volt egyrészt, hogy információt kapjak a tavak közvetlen környezetéről, elősorban az eutrofizáció szempontjából érdekes többlettápanyagterhelésről, amely esetlegesen érkezhetsz a talaj irányából is. Vizsgáltam továbbá a nehézfém-tartalmukat és néhány általános paramétert is. A mintavételezés 2008.07.05-én történt, kevert mintavételezéssel. A mintavételi pontok kijelölése a vízmintavételi pontokhoz közel történt. A Tengerszem-tó környékét nem mintáztam, mivel arra a következtetésre jutottam, hogy az itt kialakuló elem-összetételt döntően a Jósza-forrás befolyásolja, amely pedig a Baradla vízgyűjtőjéről származó vízfolyásokból táplálkozik. Ezenkívül a Tengerszem-tó környéke teljesen erdősült, így ebből az irányból antropogén tevékenységből eredő jelentős többletterhelés kevésbé várható. A természetes terhelés lehetősége ugyan megvan, erre azonban most nem kívánok kitérni.

A vezetőképesség vagy az összes sótartalom alapján látható (39. a) ábra), hogy a legnagyobb össz-só-tartalma az Aggteleki-tó körüli talajnak van. Ez végeredményben nem meglepő, mert itt a kikotort és az ezzel feltöltött környezetét mintáztuk meg – tehát ez tulajdonképpen a talajosodás folyamatában lévő egykori üledék. A legkisebb össz-só-tartalommal a Vörös- és a Kender-tó körüli talajok rendelkeznek. Ez utóbbiak kémhatása az enyhén savas tartományban

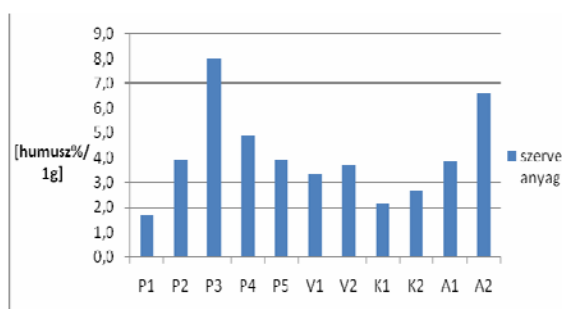
található. A vizes és KCl-os pH közti különbség (39. b) ábra) a Vörös-tó menti talajoknál több mint egy, így ezek savanyodásra hajlamosak. Az itteni talajok részletes vizsgálatával többen is foglalkoztak (Beck, Borger 1999, Kaszala et. al. 2004, Czirbus et. al. 2010). Czirbus et. al. (2010) megállapítják, hogy a kémhatás savasságának oka az avarszintben nagy mennyiségben jelenlevő friss növényi maradvány és ezek – a degradációs folyamat kezdeti szakaszán megjelenő - bomlástermékei. További megállapításuk, hogy a foszfát mennyisége

az általános tendenciával ellentétben a vizes oldatban nagyobb az ammónium-laktát kivonathoz képest. Ennek okaként a savanyú, sok vasat tartalmazó talajban a foszfor kicsapódást nevezik meg nehezen oldható vas-foszfátok alakjában, ami így savanyú közegben kevésbé mérhető. A nitrátot, annak ellenére, hogy könnyen kimosódó anion, az A-szintben halmozódottak írják le. Ez visszavezethető arra, hogy a nitrát forrása a felszíni növényzet levélanyaga, amely az avarszintből folyamatosan utánpótlódik, illetve az alsóbb rétegek rossz vízvezető képessége miatt nem tud kimosódni (Czirbus *et. al.* 2010). A foszfáttartalmat a felső A0 talajszintben igen magasnak találták, ami aztán az alsóbb talajszintekben ugrásszerűen csökken, így megállapították, hogy ez a foszfáttartalom a szerves anyag bomlásából származik.



39. ábra: A tavak menti talajok vezetőképessége (a) és kémhatása (b)

A legnagyobb humuszmennyiség (40. ábra) a Papverme-tó erdős oldaláról vett mintákban található (P3, P4), ezt követik az Aggteleki- majd a Vörös-tó talajai. A legkisebb mennyiség a Papverme-tó melletti P1-es mintapontban található – ez egy lecsupaszított és mesterségesen befolyásolt felszín.



40. ábra: A tavak menti talajok szerves anyag-tartalma

Többen kimutatták már az összefüggést a talaj könnyen oldható P tartalma és a felszíni elfolyással távozó, a felszíni vizek eutrofizációjáért felelős víz P tartalma között. Ezért az olyan területeken, ahol felmerült a többlet P terhelés gyanúja, érdemes megbecsülni, hogy az adott P tartalmú talaj diffúz, nem pontszerű szennyezéssel milyen mértékben terhelheti foszforral azokat a felszíni vizeket, melyek hajlamosak az eutrofizációra. Ezen talajvizsgálatok célja annak a becslése, hogy mekkora a talajból a felszíni, ill. felszín alatti vizekbe jutó potenciális P veszteség, tehát annak a P frakciónak, vagy annak arányos részének a kioldása, amelyik felszíni elfolyásra, lemosódásra, vagy az erodálódott talajrészecskékről való kioldódásra hajlamos. A felszíni elfolyás P-tartalmának, felvehetőségének becslése lehetséges egyrészt hagyományos biológiai és kémiai extrakciós talaj P-vizsgálati módszerekkel, vagy speciális talaj P vizsgálati módszerekkel (Magyar 2005). Én a hagyományosnak tekinthető kémiai megoldások közül az ammónium-laktátos kioldást választottam (Egner *et. al.* 1960, Sarkadi *et. al.* 1965, MSZ 20135/1999). Ez is kissé savas, hasonlóképpen, mint a LE-kivonat.

A vizek nitráttal történő szennyezésének két főbb formáját azonosították, egyrészt a mezőgazdaságból (főleg állattartásból illetve a mezőgazdasági területek trágyázásából, műtrágyázásából), másrészt a háztartásokból származó tisztítatlan szennyvíz okozta talajvíz és a felszíni vízszennyeződést. A talajban lejátszódó átalakulási és transzport folyamatokban (így a nitrogén transzport és átalakulási folyamatokban is) legnagyobb szerepe a talaj felső, humuszban és élőszervezetekben gazdag rétegének van. A mezőgazdasági termeléshez kapcsolódó nitrogén körforgalomban veszteség jelentkezik a betakarítás, a kimosódás, az erózió és a denitrifikáció révén. A kimosódás jelentős mértékben csak a nitrát formában lévő nitrogént érinti, bár friss szerves-, ill. hígtrágyázást követően, valamint rövid idejű, nagy intenzitású csapadékot követően kis molekulájú szerves nitrogénvegyületek is kimosódhatnak.

A nitrátok legnagyobb része oldott állapotban van, mivel sói - egy speciális uránsó kivételével- jól oldódnak. A negatív töltésű nitrátió adszorbeálódni sem tud a főleg szintén negatív töltésű talajkolloidok felületén. A nitrátra jellemző a negatív adszorpció, ami azt jelenti, hogy nitrátadagolás után a talaj vizes kivonatában több nitrát mérhető, mint amennyi az eredeti talaj kivonatában mért és a hozzáadott nitrát összege volt. A nitrát kimosódik és a kimosódást tekinthetjük a legkárosabb nitrogénvesztésnek mivel nagyrésze ennek a veszteségnek egyenesen a vízrendszerbe jut. Egyes szerzők véleménye szerint (*Hajdu, Füleky 2007*) a nitrogén kimosódás mértéke a talaj típusától, az illető területen termesztett növényfajtától, illetve a mezőgazdasági tevékenységnél alkalmazott nitrogén mennyiségétől függ, *Ignazi (1987)* a nitrátszennyeződés okai között említi azt az állapotot, amikor a területre az evaporációt és a transpirációt jelentősen meghaladó vízmennyiség érkezik és azt amikor tavasszal vagy nyár végén a növényi fedettség hiányában nagy a mineralizáció.

Kisebb folyók vízgyűjtő területén végzett kutatások (*Dugast 1999*) kimutatták, hogy a felszíni vizekbe jutó nitrát mennyisége függ a csapadék mennyiségétől, a mezőgazdasági gyakorlattól és a táj szerkezetétől, a puffer zónák jelentős mértékben csökkentik a nitrát kimosódást. Az eredmények értékelésénél a talajban szereplő koncentrációkat összevettem a vízben és az üledékben levő koncentrációkkal is, valamint végeztem korrelációs vizsgálatokat is, azonban ez a kisszámú adat miatt inkább tájékoztató jellegű, további, ismételt mérések szükségesek. A foszfor esetében igen jó korrelációkat mutat a talajban levő PO_4^{3-} -koncentráció a vízben levő koncentrációkkal (0,955 a *Papverme-tó*, 0,932 az összes tó esetében). Az üledékben lévő PO_4^{3-} és összes foszfor értékekkel gyengébb az összefüggés a *Papverme-tó* esetében, az összes többinél pedig nincs. Annyi mindenestre megállapítható, hogy a jelek szerint van összefüggés a vízbeli és a talajbéli koncentrációk között, ami erősebbnek látszik az üledék-víz összefüggésnél. Ebből arra lehet következtetni, hogy egyelőre a külső terhelésnek nagyobb a szerepe – ez főként a *Papverme-tóra* érvényes. Az *Aggteleki-tónál* jelenthet ez szintén nagyobb gondot, mert ha a kotort üledék P tartalma magas, ez nagyobb esőzésekkel újra visszamosódhat a tóba.

A NO_3^- -tartalom esetében sokkal gyengébbek az összefüggések, mint a foszfornál, a *Papverme-tónál* mutatható ki gyenge összefüggés a talaj- és a vízbéli koncentrációk között, azonban ez kevés, ebben az esetben nagyobb az esélye annak, hogy amennyiben nagyobb nitrátterhelés éri a tavakat, az elsősorban inkább pontszerűen érkezik (*Papverme-tó*, *Tengerszem-tó*).

V. 5. 5. RÉSZÖSSZEGZÉS

A vizsgált talajokban nincs határérték feletti nehézfém-koncentráció, ellenben a külső foszforterhelés szempontjából problémásak lehetnek. A nehézfémek esetében határérték-túllépés jellemző a Papverme-, Vörös-, Aggteleki-, Gyökérréti-tavak üledékének Ni-koncentrációiban, a Vörös- és Aggteleki-tavaknál a Cr-, és a Vörös-tó esetében a Cd-koncentrációban is. A *szekvenciális kioldás* eredményeképp az látszik, hogy a legtöbb esetben a nehézfémek természetes körülmények között nem mobilisak, a legnagyobb arányú mobilitás a Gyökérréti-, Kender- és Aggteleki-tavak esetén volt tapasztalható; a legmobilisabb fémek a Cd és a Co, majd a Cr; a mobilis frakciók közül az előbb említett három tónál, valamint a Tengersizemnél nagyobb arányú az oxidálható frakcióhoz, tehát a szerves anyagokhoz való kötődés és szintén a három tónál a kicserélhető, valamint a karbonátokhoz kötődő frakciók aránya is. A másik két tónál a kb. 50 %-os mobilitással rendelkező nehézfém-mennyiség megoszlik a három mobilis frakció között. Gondot jelenthet a Cr, amely viszonylag mobilis és időnként határértéket meghaladó koncentrációban van jelen.

Az Aggteleki-tó kotrás utáni állapotára jellemző, hogy az üledék kémhatása megegyezik a 10 évvel ezelőttivel, szárazanyag-tartalma valamivel magasabb. Az üledék összes tápanyag-koncentrációja szintén csökkent a kotrás után, ez azonban újra növekedő tendenciát mutat. A nehézfém-tartalomban történt változásokra jellemző, hogy az iszap nikkel-tartalma megduplázódott 2000-hez képest, ugyanígy a króm és az ólom tartalom – ez utóbbiaknál nincs azonban határérték-túllépés, a kadmium és a cinktartalom csökkent, a kobalt pedig nagyjából hasonló értékeket vesz fel. A mennyiség-növekedések oka lehet egy esetlegesen korábban nagyobb mennyiségben felhalmozódott nikkel, króm és ólom-mennyiség, amely származhat a közlekedésből, légköri kiülepedésből, – 60 km-es körzetében gyárak találhatók, pl. cementgyár, US Steel (Szlovákia), ez a szennyezés azonban a 90-es években lecsökkenhetett és a réteg, amelyből mintát vettek, kevésbé volt ezekkel az elemekkel terhelt. A kotrással azonban újra felszínre kerülhetett a korábbi, szennyezettebb réteg. Egy másik ok lehet, hogy a kotrás óta nagyobb mennyiségben halmozódtak fel itt nehézfémek.

A *Rock Eval pirolízissel* megmért és jellemzett üledék szervesanyaga a következőképpen alakult: a legnagyobb szervesanyag-tartalommal a Kender-, majd az Aggteleki-, illetve a Vörös-tó rendelkezik. Mivel a az egyes üledékek szervesanyagának termikus érettségi mutatója alig különbözik egymástól, hasonló minőségűnek tekinthetők. A rendszerbe való külső behordódásra utaló mutatókat kaptam a Tengersizem-, ill. a Papverme-tó esetében, előbbinél a Jósza-forrás hoz utánpótlást, míg utóbbi esetén a szennyvízhozáfolyás, illetve a közlekedésből származó szennyezések bemosódása jöhet számításba. Az Aggteleki-, Kender- és Vörös-tavakban a mutatók a beérkező friss növényi anyag magasabb arányú kezdeti fázisú átalakulására utalnak, ez mindhárom esetben elég jelentős mennyiséget képvisel. A Papverme-tó üledékének szervesanyagában jellemző az inert frakció nagyobb arányú jelenléte, amely eredete legnagyobbbrészt a karbonátos alapközet, amely valószínűleg az üledékes összlet kialakulása során került a gyűjtőbe (Nyilas 2011,

szóbeli közlés). A kotrás hatására utaló jelzésként értelmezhető a bio-makromolekula osztályok relatív evolúciójának kisebb aránya az Aggteleki-, de főleg a Vörös-tó esetében, mivel ezeknél a felsőbb – éretlenebb szerves anyagot tartalmazó részt a kotrással eltávolították. A P és N terheléssel kapcsolatban megállapítható, hogy a Papverme- és a Vörös-tó esetében a talajban lévő kioldható PO_4^{3-} -tartalom meghaladja az üledékben levő mennyiséget és főként a Papverme-tó esetében erős korrelációban is van a vízben levő koncentrációkkal. Ebből arra lehet következtetni, hogy ennek a két tónak az esetében a külső terhelés játssza a nagyobb szerepet. A Papverme-tó esetében kivételt képez a szennyvízbefolyás (P6 mintavételi pont), amelynek nagyobb a PO_4^{3-} koncentrációja az üledékben és a talajban lévő mennyiségtől is, tehát itt egyértelműen pontszerű szennyezőforrásról van szó. Az Aggteleki-tó esetében hasonlóak a PO_4^{3-} -értékek, ez szintén a saját üledékkel való környezetfeltöltéssel magyarázható. Ez a tó szinte egyforma terhelést kap kívülről és belülről is. A Kender-tónál az üledékből kioldható koncentráció a magasabb, így ebben az esetben a belső terheltség nagyobb. A Gyökérréti-tó üledéke ebből a szempontból hasonló a Kender-tóhoz, míg a Tengersizem- a Papverme-tóval mutat hasonlóságot. A NO_3^- -tartalom aránya a Kender-tó kivételével mindenütt a talajban magasabb, viszont itt gyengébb korreláció mutatható ki, amiből arra lehet következtetni, hogy a nitráttartalom kimosódása nem közvetlenül jelent veszélyforrást, hanem közvetetten. Amennyiben a nitrát felszín alatti karsztvízrendszerbe jut és így táplálja a forrásokat, akkor azok különösen tavasszal és ősszel hoznak szennyezést. A Tengersizem-, Gyökérréti- és Vörös-tavak üledékének NO_3^- -tartalma igen alacsonynak mondható.

Az Aggteleki-tó esetében a kotrás csökkentette a felhalmozódott üledék mennyiségét, de ezzel együtt felszínre került egy magasabb nehézfém-tartalmú réteg, amely származhat múltbeli légköri kiülepedésből. Valószínűleg a kotrás miatt csökkent az üledékben levő éretlenebb szervesanyag-mennyiség, azonban mivel az üledékkel a tó környékét töltötték fel, a külső terhelés azonos lehet a belső terhelés nagyságával, ami nagyban gátolja a tó vízminőségének javulását.

A Vörös-tó vízminősége jónak nevezhető, a belső terhelést csökkentette a kotrás, amely eltávolította a felső, nagyobb szervesanyag-tartalmú réteget, közvetlen környezetét folyamatosan karbantartja az Aggteleki Nemzeti Park, ami által a külső terhelést is minimalizálták.

VI. ÖSSZEFOGLALÁS

A Gömör-Tornai-karszt egyes állóvizeinek állapotfelmérését célzó, több szempontú, komplex elemzést készítettem el. Ennek során a karszt állóvizeinek, illetve az ezekhez esetlegesen kapcsolódó hidrológiai rendszerek vizsgálata valósult meg. Célom volt a Gömör-Tornai-karszt tavainak, időbeli, történeti változékonyságának áttekintése, az emberi beavatkozás, kezelés, illetve természetes behatások következtében végbement állapotváltozásának értékelése, a tavak és szűkebb környezetük összehasonlítása. Megtörtént a tavak vízminőségének alapállapot-felmérése (egy 2008-2010 között zajló monitoring vizsgálat keretében), korábbi állapotokkal való összehasonlítása, valamint az egyes tavak, illetve a velük összeköttetésben álló barlangi források vízminőségének értékelése a környezeti hatások tükrében. Következtetéseket vontam le a belső és külső terhelésre vonatkozóan az üledék- és a tavak környezetéből származó talajminták értékelése alapján, vizsgáltam a tájhasználat hatását a vízminőségre; elvégeztem a klímajelenségek vízminőségre és – mennyiségre való hatásának tér- és időbeli vizsgálatát, a jelenlegi állapot ismeretében pedig javaslatokat tettem a rehabilitáció illetve a konzerváció további teendőire.

A *történeti szempontú elemzés alapján* a Gömör-Tornai karszt területén található állóvizek különböző szempontú használatának és funkciójának leírása már egészen korai forrásokban is megtalálható, ezek között jellemző (a terület egyéb adottságaitól is függően) a vaskohászat (Kender-tó), a horgászat (Gyökérréti-, Papverme-tavak), állatok itatása (szinte mindegyiknél előkerül, mint jellemző használat). A jelenleg előtérbe került szempontok közül a turizmus és a rekreáció, az ökoszisztémák integritásának megőrzése, a biodiverzitás fenntartása, a karsztrendszer szennyezésének indikátor szerepe mind a néhány évtizede felmerült igényeket tükrözi. A tavak környékén jellemző eltérő területhasználat, valamint kialakulásuk és geológiai környezetük következményeképpen fejlődésük és állapotuk változása is eltérő, ami különböző szinteken jelentkezik. Az egyes szerzők szerint a klímaváltozás és az ezzel járó jelenségek következményei negatívan hatnak az egyébként is szűkös vízkészlettel rendelkező karsztterületekre, amely aszályos időszakokban az elvívztelenedés, illetve a felgyorsult feltöltődési folyamatok, míg extrém csapadékesemények esetén több szennyezőanyag bemosódásának irányába hatnak.

A kutatók következtetései alapján a tavak természetes folyamatai lerövidülnek, illetve drasztikusan megváltoznak (pl. Gyökérréti-tó, Aggteleki-tó). Néhány állóvíz megmentésére konkrét erőfeszítések is történtek (Vörös-, Aggteleki-tó), amellyel a Vörös-tó állapotát egyelőre sikerült stabilizálni, az Aggteleki-tó további léte és annak minősége azonban kétségesnek látszik.

Leszögezhető, hogy a területen jelenleg legnagyobb méretű Papverme-tó vízminőségének megóvása fontos feladat, mert általa a Szilicei-fennsík egyik legkiterjedtebb hidrológiai rendszere is szennyeződik.

Ezután összefoglalom a tavak *vízminőségének alakulását* a három mérési év alapján.

A Papverme-tó összesített vízminősége mindhárom évben átlagosan a 3. és az 5. vízminőségi kategória között mozog. Ebben szerepet játszik az oxigéntelítettség, a kémiai

oxigénigény, ammónium-tartalom, a kémhatás és a vastartalom (2008). A továbbiakban a 2009-től mért egyéb paraméterek is hozzájárulnak a vízminőség-romláshoz, ezek a nitrit, összes foszfor és az a-klorofill. A jellemző tendencia, hogy kora tavasszal a vízminőség még jó (bár ekkor a nitrát-koncentráció magasabb), ezt követően erős visszaesés tapasztalható, nyáron a tűrhető kategória állandósul, ősszel pedig egy újabb visszaesés figyelhető meg. 2010-ben egyöntetűbb az erős szennyezettség egész évben.

A tápanyagformák közül tavasszal a nitrát, nyáron az ammónium túlsúlya jellemző. Az ortofoszfát-koncentráció nyáron magasabb. A tó vize jellemzően alfa-mezoszaprobikus, illetve magas trofitási fokú.

A mezőgazdasági telep és a falu irányából érkező befolyásról megállapítható, hogy szennyezést közvetített az egész mérési periódus alatt. Ez mindenképpen hozzájárul a vízminőség-romláshoz. Ez a Fekete-forrásban elsősorban a nitrát- és ammónium-tartalomban mutatkozik meg, amely nem akkora bár, mint 1982-ben (mivel pl. a Gyökérréti-kutak felől kisebb koncentrációban érkezik).

A korábbi adatokkal való összehasonlítás azt mutatja, hogy csökkenés tapasztalható az összes foszfor mennyiségben, az a-klorofill értékek viszont megnövekedtek. A nitrát-tartalom hasonlóan alakul, mint 1982-ben. A szervesanyag-termelés erősségére, illetve a nagy algamennyiségre utalnak az éves oxigéntelítettség adatok (napközben erős túltelítettség jellemző) és a 2009 áprilisában rögzített oxigén-profil is. Az alkalinitás és az összes keménység csökkenését mértem 1982-höz képest, 1992-ben viszont hasonlóak az értékek. A kémhatásra az enyhén lúgos tartomány jellemző. Különösen a nyári időszakban magasabb a toxikus ammónia részaránya, amely időnként elérte a halakra nézve mérgező szintet. A Fekete-forrás vízminősége 2010-ben legalább 1-2 kategóriával jobb, mint a tavi vízminőség, de összességében így is a közepes és a szennyezett osztályok között mozog.

Az emberi hatás szintén intenzív, mint 1982-ben vagy 1992-ben, ezt a vízminőség is visszatükrözi, amelyre mindhárom évben a tűrhető, illetve a szennyezett kategóriák jellemzőek.

A Tengerszem-tó kivételével minden vizsgált tó eutróf jellegű. A Vörös-tóba az új vízutánpótlási pontok a vizsgált paraméterek alapján nem hoznak szennyezést, a kotrás után a vízállás nőtt, azonban a csapadékban szegényebb 2000-es évek végére újra csökkenő tendenciát mutatott, egészen 2010-ig. Eközben az összesített vízminősége mindhárom évben a szennyezett és erősen szennyezett között mozog, ami a viszonylag nagyobb szervesanyag-mennyiséggel, összes foszfor-tartalommal és a környező talajok magasabb vastartalmával magyarázható.

A Kender-tó, amely nagyjából az 1980-as évek óta különösebben nem befolyásolt az ember által (hacsak a néhány évente itt legelő szürkemarha-csordát annak nem tekintjük), lehetne akár viszonyítási pont is, mint a természetes folyamatok lejátszódásának színhelye. Vízutánpótlása azonban magaslati helyzetéből adódóan csak a csapadék által közvetlenül lehetséges, így bár a felszínről bemosódó szennyezőanyagoktól védett, el van zárva a többlet-vízutánpótlástól is, emiatt jelenlegi hosszabb távú fennmaradása főként az aszályos időjárási periódusoktól, valamint a szerves anyag felhalmozódásának sebességétől függ. Az összesített

vízminősége a szabvány alapján kevés kivételtől eltekintve az erősen szennyezett kategóriába tartozik, a Vörös-tónál már említett paraméterek alapján.

Kritikus az Aggteleki-tó helyzete, amely az 1980-as évek elején még 1,3 ha nagyságú volt, az 1990-es évekre azonban egy, a vízfelületének nagyobb részét elvesztő pocsolyává vált, amely gyékénnyel, náddal, egyéb hínárnövényzettel csaknem teljesen benőtt és a szabad vízfelülete is teljesen eltűnt a vastag algaszőnyeg alatt. Ez a folyamat 10-15 év alatt ment végbe, amelyben szintén szerepet kaphat ugyan a nem elégséges csapadékmennyiség, nem vitatható azonban az emberi közelség hatása sem. A tó a mért értékek alapján ma is ki van téve a szórt szennyező forrásoknak, valamint az üledékével feltöltött környezetéből származó többlet-tápanyagterhelésnek. A teljes feltöltődés – különösen, ha ez még aszályos időjárással is párosul – feltartóztathatatatlannak tűnik. Ebben az esetben fennáll annak a veszélye is, hogy a szerves anyagot és az egyéb szennyezéseket a tó alján mélybe szivárgó víz bejuttatja a karsztvízrendszerbe, ami permanens szennyezést okozhat, mint ez már elő is fordult a kotrás során. Az összesített vízminősége mindhárom évben a kora tavaszi időszak kivételével erősen szennyezett, ebben az esetben szinte minden paraméter ebbe a kategóriába esik. A magasabb ortofoszfát- és a mangán- tartalom is aláátaszítja a környezetéből és a falu felől érkező szórt szennyezést. A tó vízminőségén a csapadékosabb 2010-es év sem segített, még több szennyeződés mosódhatott be. A tó fennmaradása a kotrás után is kétségesnek tűnik.

A Tengerszem-tó vízminőségét a szinte egész évben állandóan érkező nitrát-mennyiség rontja le, ami miatt a tűrhető (III.) kategóriába esik és főként a tavaszi, illetve az őszi időszakokban a szennyezett (IV.) osztályt is eléri, köszönhetően a Baradla vízgyűjtőjéről bemosódó nagyobb nitráatterhelésnek.

A legnagyobb trofitási fokkal a Papverme-tó rendelkezik - valószínűleg azért, mert itt a parti sáv kivételével hiányzik a makrovegetáció, ami visszafogja az algák szaporodását. Így ez a tó többnyire eutrófikus, illetve eu-politrofikus, az Aggteleki-tó mezo-eutrófikus, míg a Kender- és Vörös-tavak mezotrófikusak. A Tengerszem-tó ultra-oligotrófikusnak tekinthető. A szaprobitás szempontjából ez előbbi négy tó hasonló: mindhárom évben alfa-mezoszaprobikus, míg a Fekete- és a Jósza-források, a Jósza-patak és a Tengerszem-tó oligoszaprobikusak 2010-re romló tendenciával, egyértelműen kimutatható tehát a csapadékmennyiséggel együtt megnövekedett szerves terhelés. A Vörös- és Kender-tavak halobitás-foka átlagosan béta-oligohalobikus, a Papverme- és a Tengerszem-tó alfa-oligohalobikus, az Aggteleki-tó pedig 2008-ban oligo-mezohalobikustól 2010-re szintén a csapadékkal összefüggésben az alfa-oligohalobikus kategóriáig hígul.

A klíma vízminőségre és -mennyiségre gyakorolt hatása vitathatatlan, ezért megvizsgáltam, a területen az állóvizekre gyakorolt hatásának mibenlétét. Először általánosságban vizsgáltam az extrém időjárási események gyakoriságát, mivel az utóbbi időben ezek szerepe a klímaváltozással együtt növekedni látszik. *Barančok (2000)* állítása beigazolódott arra nézve, hogy csökkentek a csapadékösszegek az 1980-as évektől a megelőző évekhez képest, ebben az időszakban az aszályos periódusok száma is nagyobb, mint a nedves időszakoké. Ezt a csökkenést *Tanács (2011)* is megállapította, de hozzátette azt is, hogy egyértelmű trend nincs a csapadékösszegek alakulásában, ellenben az extrémebb események meglétét, illetve hiányát szintén kiemelte. Évszakos lebontásban az időjárási

extrémindexek alapján a nyári csapadékmennyiség az 1980-as évek végén nőtt, azóta pedig viszonylag állandó ciklikusságot mutat. A tavaszi és őszi csapadékmennyiségre jellemző, hogy a 2000-es évektől megszűntek az extrém- és a kiugró értékek (tavasz esetén egy kivétellel 2005-ben). Télen megmaradtak a kiugró értékek, egyedül az 1990-es években tolódott az egyensúly a több száraz periódus felé és a nedves időszakok csökkenésének irányába. 2010-ben újra nagyobb kiugró értékek jellemzőek. A nyarakat tekintve a 2000-es évektől látható több aszályos periódus. Kiugróbb értékek csak az 1980-as évek végén figyelhetők meg, az ábrázolt időszakban különösebb extremitás nem jelentkezik ebben az évszakban. Ami figyelemre méltó, hogy hiába volt 2010 igen csapadékos év, nyáron mégis aszály jellemző. Az őszi és tavaszi értékek kissé hektikusabban alakulnak. Ősszel a 2000-es évekig előfordultak kiugró értékek a nedves időszakok irányába, a 2000-es évektől azonban nem. Ehhez képest nőtt az aszályos időszakok aránya. 2010-ben viszont újra nedvesebb ősz jelentkezett. A tavasz esetében hasonló a helyzet.

Az időjárási események hatását kétféle megközelítéssel elemeztem, egy egész területre kiterjedő nagy léptékű elemzéssel, amelynél összevontam a tavak adatait és ezt vetettem össze a különböző klimatikus paraméterekkel, hogy kimutassam, mely paraméterek és mely időjárási események vannak leginkább befolyással a vizek minőségének változására. A másik megközelítésben klíma-extrémindexek segítségével tavankénti lebontásban elemeztem a vízminőséget, a tavak egyedi környezetéből eredő változatosság és befolyásoló hatás erősebb érvényesülése kedvéért, valamint, hogy ne csak a mérések napján érvényes légköri viszonyokat, hanem a hosszabb távon fennálló időjárási helyzeteket is figyelembe vegyem. Ezek alapján a nagyobb léptékű megközelítésben a vízminőségi paraméterek mind pozitív, mind pedig negatív szélsőértékei gyenge, illetve felbomlóban lévő melegfrontok átvonulásával kapcsolhatók össze. Ezzel szemben az anticiklonok, illetve anticiklon peremhelyzetek szerepe elhanyagolható. Ennek meghatározásában kétlépéses faktoranalízist alkalmaztam, amelynek előnye, hogy jelentősen lecsökkenti az eredményváltozók számát. Az információveszteség ebben az esetben kb. 20 %.

A kisebb léptékű megközelítésben a különféle aszályindexekkel (standardizált csapadék anomália index, Lang-féle esőzési index, De Martonne ariditási index, Thornthwaite agrometeorológiai index) való összevetésben erős összefüggéseket tapasztaltunk a vízminőségi paraméterekkel, ezek alapján elmondható, hogy az aszályos években, különösen, amikor az aszály hosszabb időn keresztül (1-2 év) is húzódik, általánosan romlik a vízminőség. A csapadékosabb években (pl. 2010), főként, ahol van közvetlen vízutánpótlás (Papverme-tó, Tengerszem-tó), megnő a szennyezőanyagok koncentrációja: a nagyobb csapadékesemények révén főként a szervesetlen komponensek feldúsulása jellemző, míg az átalakításban résztvevő folyamatok, ionok ilyenkor háttérbe szorulnak (pl. KOIps, NH_4^+), csökken a trofitás, szaprobitás mértéke. Azoknak az állóvizeknek, amelyek semmilyen vagy csekély hozzáfolyással rendelkeznek, nagyobb csapadékesemények idején változik pozitívabb irányba a vízminőségük – ez főként az Aggteleki, Kender-, illetve a Vörös-tavakra vonatkozik.

A legtöbb összefüggés az általam közepes időtartamúnak jelölt indexeknél fordul elő, ezek az események már minden tó folyamataira kihatással vannak (pl. KOIps, NO_2^- , NH_4^+ ,

Ca^{2+} , keménység, átlátszóság, de az Aggteleki-tónál szinte az összes főbb ion koncentráció változása is ehhez az időtartamhoz köthető).

Összességében leszögezhető, hogy a legtöbb vízkémiai paramétert befolyásolják az extrém időjárási események, így, ha ezek gyakorisága ténylegesen nő, akkor a vízkészletek megóvása érdekében megfelelő intézkedésekkel kell erre felkészülni.

A tavak, környezetük, illetve a mérési időszakok hasonlóságának és eltéréseinek felderítésére statisztikai osztályozási módszereket alkalmaztam az egyes víztestek vízkémiai adatai és meteorológiai paraméterek alapján. Összefoglalásként elmondható, hogy az 1. esetben a legerősebb osztályozó tényezőkként a vezetőképességből, valamint a nitrátból és a KOIps-ból előállított faktorokat jelölte meg a program, míg a 2. esetben a nitrátból, KOIps-ból, Fe és Mn-ból, továbbá a vezetőképességből és az ortofoszfátból előállt faktorok szerepeltek. Ez alapján megállapítható, hogy a tavak profiljainak elkülönítésében fontos szerepe van a kis területen belül is heterogén vízgyűjtő geológiai környezetének, a víz szerves anyagokkal való terheltsége mértékének és a nitráttartalomnak, továbbá, ha csak az átlagolt értékeket tekintjük, az ortofoszfát, vas- és mangántartalomnak is. Továbbá arra következtethetünk, hogy a különböző eredetű szervesanyag- illetve nitráatterheltség eltérő az egyes víztestek esetében, illetve megállapítható, hogy a felszín alatti környezet szennyezésének meggátolására tett erőfeszítésekben ezek megszürésére tett lépések kiemelt fontosságúak. Mindkét osztályozásnál jellemzően elkülönült egy, a Gyökérréti-kutat, a Fekete-forrást, a Jósza-patakot és a Tengerszem-tavat tömörítő, valamint egy, a Kender- és Vörös-tavat magában foglaló csoport. A Papverme- és Aggteleki-tó is gyakran szerepel egy csoportban, de értékeik jobban szórnak. Havi szinten kimutatható a szezonális, az évszakos trendek, illetve a különböző években uralkodó eltérő (klimatikus, szennyezettség, stb.) viszonyok szerepe is.

A tavi üledékek elemzésének alapján a következő megállapítások tehetők: a Kender-tó kivételével minden mintában határérték feletti a nikkel-tartalom. A Vörös-tónál határérték feletti kadmium-tartalmat mértem. Az Aggteleki-tó üledékében a 2000-ben mért értékekhez képest történt változások a nehézfém-tartalomban: 2002-ben a tavat kikotorták, az iszappal a környékét feltöltötték. Az iszap nikkel-tartalma megduplázódott 2000-hez képest, ugyanígy a króm és az ólom tartalom, ezek azonban nem lépik túl a határértéket, a kadmium és a cinktartalom csökkent, a kobalt pedig nagyjából hasonló értékeket vesz fel. Ennek oka lehet a korábban nagyobb mennyiségű nikkel-, króm- és ólom-felhalmozódás (közlekedés, légköri kiülepedés – közeli gyárak – cementgyár, US Steel), ez a szennyezés a 90-es években lecsökkent és a réteg, amiből mintát vettek, kevésbé volt ezekkel az elemekkel terhelte. A kotrással azonban újra felszínre kerülhetett a korábbi, szennyezettebb réteg, amit mi lementünk. Ezenkívül elképzelhető a kotrás óta történő nagyobb mennyiségű felhalmozódás is. Vagy, ami még számításba jöhet, az akkori és a mostani mérési módszerek eltérő volta.

A belső és külső terhelés mértékének megállapításának és összehasonlításának érdekében a tavi üledékek és a tavakat környező talajok foszfor-, nitrogén- és nehézfém-terheltségét mértem. Ezek alapján összegzésként megállapítottam, hogy a vizsgált talajokban nincs határérték feletti nehézfém-koncentráció. Ezzel ellentétben határérték-túllépés jellemző a Papverme-, Vörös-, Aggteleki-, Gyökérréti-tavak üledékének Ni-koncentrációiban, a Vörös-

és Aggteleki-tavaknál a Cr-, és a Vörös-tó esetében a Cd-koncentrációban is. Azonban ezt kiegészítendő, szekvenciális kioldással ezek mobilitását is teszteltem, ami alapján megállapítható, hogy a legtöbb esetben a nehézfémek természetes körülmények között nem mobilisak. A legnagyobb arányú mobilitás a Gyökérréti-, Kender- és Aggteleki-tavak esetén volt tapasztalható; a legmobilisabb fémek a Cd és a Co, majd a Cr. A mobilis frakciók közül az előbb említett három tónál, valamint a Tengerszemnél nagyobb arányú az oxidálható frakcióhoz, tehát a szerves anyagokhoz való kötődés és szintén a három tónál a kicserélhető, valamint a karbonátokhoz kötődő frakciók aránya is. A másik két tónál a kb. 50 %-os mobilitással rendelkező nehézfém-mennyiség megoszlik a három mobilis frakció között. Gondot jelenthet a Cr, amely viszonylag mobilis és időnként határértéket meghaladó koncentrációban van jelen.

A Rock Eval pirolízissel megmért és jellemzett üledékek szervesanyagáról a következők mondhatók el: a legnagyobb szervesanyag-tartalommal a Kender-, majd az Aggteleki-, illetve a Vörös-tó rendelkezik. Mivel az egyes üledékek szervesanyagának termikus érettségi mutatója alig különbözik egymástól, hasonló minőségűnek tekinthetők. A rendszerbe való külső behordódásra utaló mutatókat kaptam a Tengerszem-, ill. a Papverme-tó esetében, előbbinél a Jósza-forrás hoz utánpótlást, míg utóbbi esetén a szennyvízhozáfolyás, illetve a közlekedésből származó szennyezések bemosódása. Az Aggteleki-, Kender- és Vörös-tavakban a mutatók a beérkező friss növényi anyag magasabb arányú kezdeti fázisú átalakulására utalnak, ez mindhárom esetben elég jelentős mennyiséget képvisel. A Papverme-tó üledékének szervesanyagában jellemző az inert frakció nagyobb arányú jelenléte, amely eredete legnagyobb részben a karbonátos alapkőzet, amely valószínűleg az üledékes összlet kialakulása során került a gyűjtőbe (Nyilas 2011, szóbeli közlés)

A kotrás hatásának következménye lehet a bio-makromolekula osztályok relatív evolúciójának kisebb aránya az Aggteleki-, de főleg a Vörös-tó esetében, mivel ezeknél a felsőbb – éretlenebb szerves anyagot tartalmazó részt a kotrással eltávolították.

A P és N terhelés szempontjából elmondható, hogy a Papverme- és a Vörös-tó esetében a talajban lévő kioldható PO_4^{3-} -tartalom meghaladja az üledékben levő mennyiséget és főként a Papverme-tó esetében erős korrelációban is van a vízben levő koncentrációkkal, így arra lehet következtetni, hogy ennek a két tónak az esetében a külső terhelés játssza a nagyobb szerepet az eutrofizációs folyamatokban. A Papverme-tó esetében kivételt képez a szennyvízbefolyás (P6 mintavételi pont), amelynek nagyobb a PO_4^{3-} koncentrációja az üledékben és a talajban lévő mennyiségtől is, tehát ez itt egyértelmű pontszerű szennyezőforrásként tartható számon. Az Aggteleki-tó esetében hasonlóak az értékek a PO_4^{3-} esetében, ez szintén a saját üledékkel való környezetfeltöltéssel magyarázható, így ez a tó szinte egyforma terhelést kap kívülről és belülről is. A Kender-tó esetében az üledékből kioldható koncentráció a magasabb, így ebben az esetben a belső terheltség mondható nagyobbak. A Gyökérréti-tó üledéke ilyen szempontból hasonló a Kender-tóhoz, míg a Tengerszem- a Papverme-tóval mutat hasonlóságot. A NO_3^- -tartalom aránya a Kender-tó kivételével mindenütt a talajban magasabb, viszont itt gyengébb korreláció mutatható ki, így arra lehet következtetni, hogy a nitráttartalom kimosódása nem közvetlenül jelent veszélyforrást, hanem közvetetten, ha a felszín alatti karsztvízrendszerbe jut, ilyen módon

táplálva a forrásokat, amelyek különösen tavasszal és ősszel hoznak szennyezést. A Tengerszem-, Gyökérréti- és Vörös-tavak üledékének NO_3^- -tartalma igen alacsonynak mondható.

Az Aggteleki-tó kotrás utáni állapotára jellemző, hogy az üledék kémhatása megegyezik a 10 évvel ezelőttivel, szárazanyag-tartalma valamivel magasabb. Az üledék összes tápanyag-koncentrációja szintén csökkent a kotrás után, ez azonban újra növekedő tendenciát mutat. Az Aggteleki-tó esetében a kotrás csökkentette a felhalmozódott üledék mennyiségét, de ezzel együtt felszínre került egy magasabb nehézfém-tartalmú réteg, amely származhat múltbeli légköri kiülepedésből. Valószínűleg a kotrás miatt csökkent az üledékben levő éretlenebb szervesanyag-mennyiség, azonban mivel az üledékkal a tó környékét töltötték fel, a külső terhelés azonos lehet a belső terhelés nagyságával, ami nagyban gátolja a tó vízminőségének javulását.

A Vörös-tó vízminősége jónak nevezhető, a belső terhelést csökkentette a kotrás, amely eltávolította a felső, nagyobb szervesanyag-tartalmú réteget, közvetlen környezetét folyamatosan karbantartja az Aggteleki Nemzeti Park, ami által a külső terhelést is minimalizálták.

VII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A dolgozat elkészüléséhez nyújtott segítségért köszönettel tartozom témavezetőmnek, dr. Keveiné dr. Bárány Ilonának, akinek szakmai segítsége, hozzám való pozitív hozzáállása és biztatása nagy lendületet és hitet adott a munka elkészültéhez. Köszönettel tartozom továbbá az Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék munkatársainak, kollégáimnak, dr. Unger Jánosnak, aki biztosította számomra a megfelelő körülményeket, továbbá szakmai megjegyzéseivel segített a dolgozat egyik fejezetének csiszolásában. Köszönöm dr. Makra Lászlónak a klímához kapcsolódó egyik fejezetben nyújtott nélkülözhetetlen segítségét, ami nélkül a dolgozat egyik érdekes része nem készülhetett volna el. Tanács Eszternek, akinek minden lehetséges módon, szakmailag, terepen, ábrák készítésében, valamint lelkesítésben is nagy szerepe volt, külön köszönöm a statisztikai vizsgálatokban, a fás vegetáció felmérésében és a nyelvi korrektúrában nyújtott segítségét. Köszönöm Kántor Noémi segítségét a terepi vizsgálatokban és a dolgozat átnézésben, amellyel igen sokat javított annak színvonalán. Köszönet illeti Kiss Mártont, aki a lágyszárú vegetáció felméréséhez nyújtott múlhatatlan segítséget. Köszönöm dr. Gál Tamásnak a dolgozat kivitelezéséhez nyújtott technikai segítségét. Ezenkívül köszönöm dr. Sümeghy Zoltánnak a bizonytalan eredetű térképek felkutatását, dr. Gulyás Ágnesnek, Égerházi Lillának és minden kollégámnak, hogy jó közösségben és jó hangulatban végezhettem a munkámat ez alatt az idő alatt.

Köszönetet mondok dr. Farsang Andreának, a Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék docensének, hogy biztosította számomra a tanszéki laboratórium használatát. Köszönöm Fekete István és Tápai Ibolya laboratóriumi vizsgálatokhoz nyújtott nélkülözhetetlen szakmai segítségét és dr. Barta Károly szakmai tanácsait. Köszönöm dr. Geiger Jánosnak a statisztikai vizsgálatokhoz adott hasznos szakmai megjegyzéseit. Köszönöm továbbá Jozef Rogosnak, a Szlovák Karszt Nemzeti Park és Huber Attilának, az Aggteleki Nemzeti Park munkatársának segítségét, valamint dr. Nyilas Tünde és dr. Hetényi Magdolna szervesanyag-vizsgálatokhoz nyújtott segítségét, illetve külön köszönöm dr. Nyilas Tündének a dolgozat néhány fejezetéhez adott ötleteit, szakmai tanácsait. Szintén köszönettel tartozom dr. Gaál Lajosnak az induláshoz adott segítségért, Lukáš Vlčeknek a szakirodalmak felkutatásáért, támogatásáért és Czesznak Lászlónak az Aggteleki-tóval kapcsolatos fontos információkért. Köszönöm Kristóf Teodórának a nyelvi korrektúrában nyújtott segítségét. Köszönöm az SZTE geográfus, földrajz és környezettan hallgatóinak a terepi vizsgálatban való részvételét. Köszönet illeti Juhász Gábor geográfus hallgatót, aki a laboratóriumi munkában sokszor részt vállalt.

Külön köszönöm a családomnak és páromnak a türelmüket és támogatásukat, végig mellettem álltak és ott segítettek, ahol erre éppen szükség volt.

A kutatás az OTKA/T048356 és a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0005 projekt keretében valósult meg.

VIII. IRODALOMJEGYZÉK

- AKKOPRU, E., KUZUCUOGLU, C., FUAT DOGU, A., MOURALIS, D., CHRISTOL, A., BRUNSTEIN, D., ZORER, H. (2010): Lake thresholds and the geomorphologic role of Göllü Polje (Eastern Anatolia, Turkey) during very high magnitude levels of Lake Van. EGU General Assembly 2010, held 2-7 May, 2010 in Vienna, Austria, p.9447.
- ANDERBERG, M.R., 1973. Cluster Analysis for Applications. Academic Press, New York
- ANDRIKOVICS, A., KERÉKES, J., KRISKA, GY., LISZI, J. (2003). Limnológiai alapismeretek. EKF Líceum Kiadó, Eger. 31-36, 73-190.
- ASPACHER, B., BEHREND, T. (1999): Unbekannte Tiefe. Tauchen. Vol.45 (5): 81-85, Hamburg.
- BALÁZS, D. (1974): Húsz éve ismerjük az égerszögi Szabadság-barlangot. Karszt- és Barlangkutató Tájékoztató 1974 5-6. Kiadja a Magyar Karszt- és Barlangkutató Társulat. MTESZ Házinyomda, Budapest
- BALBO, A.L. (2005): The last days of a Mediterranean wet landscape. Human impact on and draining of shallow lake Arsa, Polje Čepić, Istria, Croatia.– 10th UNESCO Universities Heritage Forum, Newcastle, 9 p.; <http://www.ncl.ac.uk/unescolandscapes/files/BALBOAndrea%20Luca.pdf>.
- BALBO, A.L., ANDRIČ, M., RUBINIĆ, J., MOSCARIELLO, A., MIRACLE, P.T. (2006): Palaeoenvironmental and Archaeological Implications of a Sediment Core from Polje Čepić, Istria, Croatia. *Geologia Croatica*, Vol. 59 (2): 109–124.
- BALOGH, K. (1941): Szilice környékének földtani viszonyai. *A Földtani Intézet Évi Jel.*, 269-287.
- BARANČOK, P. (2001): Karst lakes of the protected landscape area – Biosphere Reserve Slovensky kras karst and Aggtelek National Park – *Ekológia (Bratislava)* Vol. 20/4: 157-190.
- BÁRÁNY-KEVEI, I (1999): Land Degradation on some Hungarian Karst. *Proceed. of The Int. Seminar on Land Degradation and Desertification*. Aveiro. 77-83.
- BÁRÁNY-KEVEI, I., GOLDIE, H., HOYK, E., ZSENI, A. (2001): Heavy metal content of some Hungarian and English karst soils. *ACTA CLIMATOLOGICA ET CHOROLOGICA Universitatis Szegediensis*, Tom. 34-35, 2001, 81-92.
- BARDÓCZYNÉ SZ. E., SZABÓ I. (2007): Mintavételi helyek. In: A Godolló-Isaszegi Tórendszer analitikai és toxikológiai vizsgálati eredményeinek értékelese. Hatvani Környezetvédő Egyesület. RET pályázat 2007. évi részjelentés (www.hkve.org)
- BARTA, K., TANÁCS, E., SAMU, A., KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (2009): Hazai rendszinák megfeleltetése a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerben, *Agrokémia és Talajtan*, p. 7-18.
- BARTHOLOMAEIDES, L. (1806-1808): *Incltyi superioris Ungariae comitatus Gömöriensis Notitia historico-geographico-statistica*. – Leutschoviae, 784 pp.
- BECK, R. K., BORGER, H. (1999): Soils and relief of the Aggtelek Karst (NE Hungary): A record of the ecological impact of paleoweathering effects and human activity. *Essays In The Ecology and Conservation of Karst*. In: International Geographical Union Commission Sustainable Development and Management of Karst Terrains, Szeged-Budapest-Miskolc, Hungary, pp. 13-30.
- BELLA, P. (1992): Klasifikácia negatívnych antropogénnych zásahov v krasovej krajine na Slovensku. *Slovenský kras* 30: 57-73.
- BELLA, P. (2003): Morfológia a genéza Gombaseckej jaskyne. *Slovenský kras*, 41, 47–68.
- BELLA, P. (2008): Jaskyne ako prírodné geosystémy. *Geoekologický výskum a environmentálna ochrana. Speleologica Slovaca 2*, Edícia monografií Správy slovenských jaskýň, Liptovský Mikuláš, 166. p.
- BOBRO, M. (1996): Posúdenie geochemického a pedochemického charakteru sedimentov Jašteričieho jazierka na Silickej planine. *rkp. Košice*. 1-10.
- BONACCI, O. (1993): The Vrana Lake hydrology (Island of Cres - Croatia). *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 29: 407–417.
- BORHIDI, A. (2003): Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BOROVSKÝ, S. (1904): Magyarország vármegyéi és városai. Gömör-Kishont vármegye. 677 p.
- BOSTRÖM, B., PETTERSSON, K. (1982): Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *HYDROBIOLOGIA*, VOL. 91-92 (1): 415-429.
- BÓDISNÉ, J. I., DÉNES, GY., JAKUCS, L. (2001): Aggtelek természeti képe. In: Aggtelek a magyar állam alapításának ezredik évében. Aggtelek Község Önkormányzata, pp. 7-38.
- BÓDOG, I., POLYAK, K., HLAVAY, J. (1996): Determination of heavy metals in lake and river sediments by selective leaching. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 66: 79-94.
- BÖCKH, H. (1907): Néhány adat a szilicei mészkőplató geológiájához. *Földtani Intézet Évi Jel.*, 41-44.
- BULGA REANU, V.-A. C. (1997): Solution lakes on gypsum evaporites: Lake Invartita (Nucșoara), Romania. *International Journal of Salt Lake Research* 6: 55–66.

- BUSSAY A. - SZINELL CS. - SZENTIMREY T. (1999): Az aszály előfordulásainak vizsgálata és mérhetősége. — Éghajlati és agrometeorológiai tanulmányok 7., Orsz. Met. Szolg., Budapest, p. 9- 66.
- BUZÁS, I. (szerk.) (1988): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. — Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 243. p.
- CAMACHO, A., WURTSBAUGH, W.A., MIRACLE, M.R., ARMENGOL, X., VICENTE, E. (2003): Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach. *Journal of Plankton Research*, Vol. 25/4: 397-404.
- CAMARERO, L., ROGORA, M., MOSELLO, R., ANDERSON, N.J., BARBIERI, A., BOTEV, I., KERNAN, M., KOPAC, J., KORHOLA, E., LOTTER, A.F., MURI, G., POSTOLACHE, C., STUHLIK, E., THIES, H., WRIGHT, R.F. (2009): Regionalisation of chemical variability in European mountain lakes. *Freshwater Biology* 54, 2452–2469.
- CAMPBELL, S., GUNN, J., HARDWICK, P. (1992): Pant-y-llyn -the first Welsh turlough?- *Earth Science Conservation* 31, 3-7.
- CARTER, F.W., TURNOCK, D. (1993): Environmental problems in eastern Europe. T. J. Press (Padstow) Ltd. Cornwall. p. 299.
- CÍLEK, V. (1996): Silice – zrozeni a smrt jezera. *Speleoforum* 96, Brno, 36–41.
- COLTERMAN, H. L. (1975). *Physiological Limnology. Development in Water Science*, 215-247.
- COXON, C.E. (1987a): The spatial distribution of turloughs.- *Irish Geography*, 20, p. 11-23.
- COXON, C.E. (1987b): An examination of the characteristics of turloughs using multivariate statistical techniques.- *Irish Geography*, 20, p. 24-42.
- CULLEN, P., FORSBERG, C. (1988): Experiences with reducing point sources of phosphorus to lakes. *Hydrobiologia*, Vol. 170 (1): 321-336.
- CSÜLLÖG G., MÓGA J. (1997): Geomorphology and drainage of the S-Gömör-Torna karst region in view of an environmental hazard. *Zeitschrift Geomorp. Suppl. Bd. 110. pp. 255–261.*
- CZESZNAK, L. (2000): Az Aggteleki-tó rehabilitációs munkálatainak előzetes környezeti hatástanulmánya. Hegyvidéki Tavainkért Környezetvédelmi Egyesület, Miskolc, 34. p.
- CZIRBUS N., NYILAS, T., HETÉNYI, M. (2010): Vörösgyagós rendzina lejtőhordalékának geokémiai jellemzése. Az Élhető Vidékért Környezetgazdálkodási Konferencia, Siófok, 2010.09.22-24., pp. 1-10.
- DAVID K. (1990): Global environmental issues: a climatological approach, 41p.
- DAVIDSON, CH.M., THOMAS, R.P., MCVEY, S.E., PERALA, R., LITTLEJOHN, D.U., ALTAN, M. (1994): Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments. *Analytica Chimica Acta* 291, 277-286.
- DAY, M. (1996): Conservation of Karst in Belize. *Journal of Cave and Karst Studies* 58(2):139-144.
- DE BUSK, W.F. (1999): Functional role of wetlands in watersheds. SL 169, the document is a fact sheet of the Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Flood and Agricultural Sciences, University of Florida. <http://edis.ifas.ufl.edu>
- DE MARTONNE, E. (1926): Une nouvelle fonction climatologique: L'Indice d'aridité. *La Meteorologie* 2: 449–458.
- DÉNES, GY. (1993): Alsó-hegyi földrajzi nevek Bódvaszilás 1851. évi kataszteri határleírásában. *Karszt és Barlang* I-II. p 53.
- DÉVAI, G., DÉVAI, I., FELFÖLDY, L., WITTNER, I. (1992): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. In: Dévai, Gy. (ed.): Vízminőség és ökológiai vízminősítés. *Acta Biologica Debrecina. Suppl. Oecol. Hung. Debrecen*, 4: 1-240.
- Di GIOVANNI, C., DISNAR, J.R., BICHET, V., CAMPY, M., GUILLET, B. (1998): Geochemical characterization of soil organic matter and variability of a postglacial detrital organic supply (Chaillexon Lake, France) – *Earth Surface Processes and Landforms* 23: 1057-1069.
- Di GIOVANNI, C., DISNAR, J.R., CAMPY, M., MACAIRE, J.J. (1999): Variability of the ancient organic supply in modern humus – *Analusis* 27: 398-402.
- DISNAR, J.R., TRICHET, J. (1984): The influence of various divalent cations (UO_2^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+}) on thermally induced evolution of organic matter isolated from an algal mat – *Organic Geochemistry* 6: 865-874.
- DISNAR, J.R., GUILLET, B., KERAVALIS, D., MASSIF, R., Di GIOVANNI, C. (2000): Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis: main classical parameters – Entering the Third Millennium with a Common Approach to Humic Substances and Organic Matter in Water, Soil and Sediments (Proceedings of the International Humic Substances Society 10): 1211-1214. Association pour la Promotion du Genie des Procédés, Toulouse

- DISNAR, J.R., GUILLET, B., KERAVALIS, D., DI GIOVANNI, C., SEBAG, D. (2003): Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis: main possibilities and limitations. *Organic geochemistry* 34, 327-343.
- DREW, D.P., COXON, C. (1988): The effects of land drainage of groundwater resources in karstic areas of Ireland. IAH 21th Congress of Karst Hydrogeology and Karst Environment Protection 10-15 Oct. 1988, Guilin, China, p 204-209.
- DUDICH, E. (1932): Az Aggteleki cseppkőbarlang és környéke – kiadja a Királyi Magyar Természettudományi Társulat Budapest. (<http://mek.oszk.hu/03700/03711/html>)
- DUGAST, P. (1999): Reducing nitrate losses through a large scale catchment field experiment, IFA Agricultural-Conference on Managing Plant Nutrition, Barcelona
- DUMA, S. (2009): The impact of mining activity upon the aquatic environment in the southern Apuseni mountains. *Romanian Review Of regional Studies Volume V (1)*: 51-66.
- EGNER, H., RIEHM, H., DOMINGO, W.R. (1960): Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. *Lantbr. Högsk. Ann.*, 26, 199-215.
- ESPITALIE, J., DEROO, G., MAROQUIS, F. (1985): Rock-Eval pyrolysis and its applications. *Revue de l'Institut Français du Pétrole* 40, 1-72.
- EUROPEAN COMMISSION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L 327, 22.12.2000, p. 1.
- FARAGÓ, T., KOZMA, E., NEMES, CS. (1988): Quantifying droughts in „Identifying and coping with extreme meteorological events.” Eds. Antal E., Glantz, M., OMSz, Budapest, 62-111.
- FELFÖLDY, L. (1974): A biológiai vízminőség. VHB 3., VÍZDOK, Budapest, 242 p.
- FORD, D.C. (1993): Environmental Change in Karst Areas. *Environmental Geology* 21: 107-109.
- FORD, D.C., WILLIAMS, P.W. (1989): Karst geomorphology and hydrology. Chapman & Hall, London, 601 p.
- FYTIANOS, K., LOURANTOU, A. (2003): Chemical speciation of elements in sediment samples collected at lakes Volvi and Koronia, N. Greece. 8th International Conference on Environmental Science and Technology, Lemnos Island, Greece, 8-10. Sept. 2003, p. 208-215.
- GAÁL, L'. (2000): Kras a jaskyne Drienčanského krasu – Príroda Drienčanského krasu, J. Kliment (ed.), Štátna ochrana prírody SR Banská Bystrica, pp. 29-96.
- GAÁL, L', VLČEK L. (2009): Príspevok ku geológii Gombaseckej jaskyne. *Aragonit* 14/1., pp. 22-26.
- GAÁL, L. (2010): Gömörország természeti öröksége, Gömör-Kishonti Múzeum Egyesület Rimaszombat
- GABERŠČIK, A., URBANEC-BERČIČ, O., KRŽIČ, N., KOSI, G. AND BRANCELJ, A. (2003): The intermittent Lake Cerknica: Various faces of the same ecosystem. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 8: 159-168.
- GAMS, I. (1978): The polje: the problem of definition. *Z. Geomorphol.*, 22, 2, 170-181.
- GARAŠIĆ, M. (2000): Speleohydrogeological research of crveno jezero (Red Lake) near Imotski in Dinaric Karst Area (Croatia). Second Croatian Geological Congress, Cavtat-Dubrovnik, Proceedings, 587-590, Zagreb.
- GARAŠIĆ, M. (2001): New Speleohydrogeological Research of Crveno jezero (Red Lake) near Imotski in Dinaric Karst Area (Croatia, Europe) - International speleodiving expedition “Crveno jezero 98”. 13th International Congress of Speleology 4th Speleological Congress of Latin America and Caribbean 26th Brazilian Congress of Speleology Brasília DF, 15-22 de julho de 2001. p. 555-559.
- GELENCŠÉR, P.; SZILÁGYI, F.; SOMLYÓDY, L.; LIJKLEMA, L. (1982): A study on the influence of sediment in the phosphorus cycle in lake Balaton. - IIASA CP-82-44, Laxenburg, Austria
- GILLIESON, D., SMITH, D.I. (1989): Resource Management in Limestone Landscapes: International Perspectives. Special Publication 2, Department of Geography and Oceanography, University College, Australian Defence Force Academy, Canberra: 260 p.
- GOLLMANN, G., ROTH, P., HÖDL, W. (1988): Hybridization between the fire-bellied toads *Bombina orientalis* and *Bombina orientalis* in the karst regions of Slovakia and Hungary: morphological and allozyme evidence. *J. evol. Biol.* 1: 3-14.
- GRILL, J. (1989): Az Aggtelek-Rudabányai-hegység szerkezet-fejlődése. *MÁFI évi jel.* 1987-ről, pp. 411-431.
- GUTIÉRREZ, F., CALAFORRA, J., CARDONA, F., ORTÍ, F., DURÁN, J., GARAY, P. (2007): Geological and environmental implications of the evaporite karst in Spain. *Environmental Geology*, Vol. 53 (5): 951-965.
- HABDIJA, I., PRIMC-HABDIJA, B., ŠPOLJAR, M., SERTIĆ PERIĆ, M. (2011): Ecological determinants of rotifer vertical distribution in a coastal karst lake (Vrana Lake, Cres Island, Croatia). *Biologia*, Vol. 66/1: 130-137.
- HÁBEROVÁ, I., KARASOVÁ, E. (1991): Hydroséria vegetácie Jašteričieho jazera na Silickej planine. *Ochrana prírody* 11., 298-307.

- HAIR, J.F., ANDERSON, R.E., TATHAM, R.L., BLACK, W.C. (1998): Multivariate data analysis. Prentice Hall, New Jersey
- HAJDU, Z., FÜLEKY, GY. (2007): Nitrát szennyezés eloszlása a Nyárad vízgyűjtőjében, Műszaki Szemle, 10, (39-40), p. 20-25
- HALLBERG G. R. (1986): Proceedings of the Conference on Agricultural Impacts on Groundwater, National Water Well Association, Dublin, OH. pp. 1-63.
- HAYES, M.J., SVOBODA, M.D., WILHITE, D.A., VANYARKHO, O.V. (1999): Monitoring the 1996 drought using the Standard Precipitation Index. Bulletin of the American Meteorological Society, 80, 3: 429-438.
- HETÉNYI, M., NYILAS, T., M.TÓTH, T. (2005): Stepwise Rock-Eval pyrolysis as a tool for typing heterogeneous organic matter in soils. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 73, 153-162.
- HOKE J. A., WICKS C. M. (1997): Contaminant transport in karst aquifers. In: Beck B. F. and Stephenson J. B. (Eds.), The Engineering Geology and Hydrogeology of Karst Terranes. Rotterdam: A.A. Balkema, 189-192.
- HORVÁTH L. (szerk.) (2000): Halbiológia és haltenyésztés, Mezőgazda Kiadó, p. 440
- HORVÁTH, L. (2009): Alkalmazkodási kihívások és eszközök az éghajlatváltozási kerettörvényben. NFFT p. 2-35.
- HORVÁTH, L. (2010): Felkészülés a klímaváltozásra – alkalmazkodás. Nemzet és Biztonság 2:67-82
- HORVATINČIĆ, N., BRIANSÓ, J.L., OBELIĆ, B., BARESIĆ, J., KRAJCAR BRONIĆ I. (2006): Study of pollution of the Plitvice lakes by water and sediment analysis. Water Air Soil. Poll. Focus 6: 475-485.
- HUBER, A. (2006): Az aggteleki Vörös-tó élőhely-rehabilitációja, Kézirat. Aggteleki Nemzeti Park Archívuma
- HUDEC, I., BELÁNOVÁ, A., UHRIN, M., 1993: Poznámký k eutrofizácii a zooplanktónu Jašteričieho jazera a Farárovej jamy (Slovenský kras) v roku 1992. Zborník Východoslovenského múzea v Košiciach. Prírodné vedy, 34: 67-72
- HUDEC, I., KOŠEL, V., ROZLOŽNÍK, M., 1995: Human impacts on eutrophication and extinction of Jašteričie lake (Biosphere reserve-Slovak karst). Ekológia (Bratislava), 14, 4, s. 449-466.
- HUNFALVY, J. (1863): A Magyar Birodalom leírása I. – Pest
- HUNFALVY, J. (1867): Gömör és Kishont törvényesen egyesült vármegyének leírása. – Pest
- IGNAZI, J.C. (1987): Intensive agricultural practices and the quality of drinking water. Fertilizers and Agriculture 41: 3-15.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IZAGUIRE, I., O'FARREL, I., UNREIN, F., SINISTRO, R., DOS SANTOS AFONSO, M., TELL, G. 2004. Algal assemblages across a wetland, from a shallow lake to relictual oxbow lakes (Lower Paraná River, South America). Hydrobiologia 511: 25-36.
- ISTVÁNOVICS, V., SOMLYÓDY, L. (1999) Changes in the cycling of phosphorus in the Upper Kis-Balaton Reservoir following external load reduction. Freshwat. Biol., 41: 147-165.
- JAKÁL, J. (1979): Príspevok k problematike ochrany krasovej krajiny a jaskýň. Slovenský kras 17: 3-22.
- JAKÁL, J. (1984): Problémy ochrany krasových oblastí Slovenska. Životné prostredie, 18 (1): 10-13.
- JAKÁL, J. (1991): Natural resources of a karst landscape and possibilities of their utilization. Slovenský kras, 29: 3-29.
- JAKÁL, J. (2000b): Zatiaženie krasovej krajiny antropickými aktivitami. In: Bella, P. (ed.): Výskum, využívanie a ochrana jaskýň. Zborník referátov z 2. vedeckej konferencie, Liptovský Mikuláš, 140-145.
- JAKÁL, J. (2002): Krasová krajina, jej vlastnosti a odolnosť voči antropickým vplyvom. Geografický časopis, 52 (3): 211-219.
- JAKUCS, L. (1951): Vízföldtani megfigyelések a Gömör-Tornai karszton. Földtani Közlemények 81. 10-12. p. 442-445.
- JAKUCS, L. (1961): Aggtelek és környéke (Az észak-borsodi Karsztvidék). Budapest
- JAKUCS, L. (1964): Geomorfológiai problémák az Észak-borsodi Karsztvidéken. Különlenyomat a Borsodi Földrajzi Évkönyv V. kötetéből
- JAKUCS, L. (1971): A karsztok morfológiája. A karsztfejlődés variációi. (Morphogenetics of karst regions. Variants of karst evolution.), (Földrajzi Monográfiák 8.), Bp., Akadémiai K. 310 p.
- JAKUCS, L. (1977): Morphogenetics of karst regions – Variants of karst evolution. Akadémiai Kiadó Budapest. p. 284.
- JAKUCS, L., MÓGA, J. (2000): A Gömör–Tornai-karszt. in: Karátson D. (szerk.): Magyarország földje, Pannon Enciklopédia, Kertek, p. 345-351.
- JANÁČEK, J. (1940): Geologická studie Turňanské kotliny ve Slovenském Krasu. Rozpr. II. tř. ČA, 50, Praha
- JASKÓ, S. (1933): Morfológiai megfigyelések és problémák a Gömör-Tornai karsztvidék délkeleti részében. Földrajzi Közlemények, LXI. Kötet, 9-10. füzet, 245-251.
- JASKÓ, S. (1935): A Jósfa-patak felső völgyének geológiai leírása. Földtani Közlemények, Budapest, pp. 291-300.
- JERSABEK, C.D., SCHABETSBERGER, R. (1996): Limnological aspects of an alpine karst lake with extreme changes in water level. Limnologia 26: 1-13.

- JUHÁSZ, L., SALAMON, G. (2006): Fish community of the Tengersiz Lake by village Jósvalő (in Hungarian). XXX. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, Abstract, 41 p.
- JURKO, A., FERIÁNC, O., ZMORAY, I. (1967): Ochrana prírody na východnom Slovensku: chránené územia, prírodné vtvory, rastliny a živočíchy (Malá monografia východného Slovenska; zv. 2. zoš. 3.) – Košice: Východoslovenské vydavateľstvo (Természettudomány K-Szlovákiában: védett területek, természeti képződmények, növények és állatok)
- KALISER, B. (1995): Hydrogeologic investigation of Lizard lake, Silica Plateau, Slovak Karst, rkp., US Peace Corps, VOCA, Bratislava. 1-60.
- KARASOVÁ E. (1994): Vývoj poznávania rastlinstva. – In: Rozložník M. & Karasová E. (eds), CHKO-BR Slovenský kras. Osveta, Martin, p. 87–92.
- KASZALA, R., BÁRÁNY-KEVEI, I., POLYÁK, K. (2004): Further dates of heavy metal content on the soil and vegetation of Aggtelek karst (Hungary). *Acta Carsologica*, 33(2): 169-179.
- KASTNING, E.H. (1989): "Environmental Sensitivity of Karst in the New River Drainage Basin," in Kardos, A.R. (ed.), *Proceedings, Eighth New River Symposium*, Radford, Virginia, April 21-23, 1989: New River Gorge National River, Oak Hill, West Virginia, pp 103-112.
- KASTNING, E.H. (1995): "Selection of Corridors for Power Transmission Lines and Highways Through Karst Terranes," in Beck, B.F. (ed.), *Karst Geohazards: Engineering and Environmental Problems in Karst Terranes: Proceedings of the Fifth Multidisciplinary Conference on Sinkholes and the Engineering and Environmental Impacts of Karst*, Gatlinburg, Tennessee 2-5 April 1995: A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands, and Brookfield, Massachusetts, pp 195-198.
- KASTNING, E.H. (1996): "Consideration of Caves and Karst in Selection of Corridors For Power Transmission Lines and Highways," in Rea, G.T. (editor), *Proceedings of the 1995 National Cave Management Symposium*, Spring Mill State Park, Mitchell, Indiana, October 25-28, 1995: Indiana Karst Conservancy, Inc., Indianapolis, pp 187-202.
- KELLEY, R., JACK, J., FANT, M. (2000): A survey of the physiochemical characteristics and the zooplankton communities in an ephemeral karst lake. *Aquatic Ecology*, Vol. 34 (1): 77-89.
- KELLEY, R., JACK, J. (2002): Leaf litter decomposition in an ephemeral karst lake (Chaney Lake, Kentucky, U.S.A.). *Hydrobiologia*, Vol. 482 (1-3): 41-47.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I., FARSANG, A. (1996): Terep- és laborvizsgálati módszerek a természeti földrajzban. JATE Press, Szeged, 122. p.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (1999): A karsztok hasznosítása és a fenntartható fejlődés. Változó Környezetünk. (Ed.Tóth J., Wilhelm Z.). Pécs. p.285-296.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (2002): Környezeti hatások a karsztökológiai rendszerben.in.: Jakucs László, a tudós, az ismeretterjesztő é a művész. (Szerk.: Mészáros R.-Schweitzer F.-Tóth J.) p. 139-150.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (2004): Geoecological system of karsts. *Acta Carsologica*. Krasoslovni Zbornik. XXVII/1. pp. 13-25.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (2007): A karsztos táj károsításának és védelmének sajátosságai. In: KERÉNYI A.: Tájbédelem. Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen. p. 149-153.
- KILÍK, J. (2010): Povrchové a podzemné vody Silickej planiny (Slovenský kras). *Aragonit* 15 (1): 11-18.
- KISS, G. (2001): A Velencei-tó vízminőségének alakulása, tipológiája. VIT-9. Jelentés, Közép-Dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség, Székesfehérvár.
- KLIKA, J. (1945): O vplivu pastvy na rostlinná spoločenstva krasového území. (Fytosociologický příspěvek). – *Příroda*, Brno 37 (10): 297-301.
- KNÁB, M., KISS, K., KÉRI, A., PALATINSZKY, M., M. TÓTH, E., MÁRIALIGETI, K., MÓGA, J., BORSODI, A. (2010): Hazai epikarszt rendszerek kisvízeinek vízkémiai és mikrobiológiai jellemzése, biológiai vízminősítése. *Hidrológiai Közöny* 90 (6): 60-62.
- KOŠEL, V. (1975): O pôvode pijavíc konských v jaskynnom systéme Domica – Baradla. *Slovenský kras*, 13, 191-193.
- KOŠEL, V. (1994): Živočíšstvo jaskýň. In: Rozložník M., Karasová E., (eds.) *Chránená krajinná oblasť – biosférická rezervácia Slovenský kras*, Osveta, Martin, 240-245.
- KRAJINA, V. (1936): Nová nálezistě rumenice turňanské. – *Věda přír.*, Praha, 17: 18–20.
- KRŽIČ, N. Š., GABERŠČIK, A. (2005): Photochemical efficiency of amphibious plants in an intermittent lake. *Aquatic Botany*, Vol. 83 (4): 281-288.
- KUNSKÝ, J. (1939): Lakes of Slovensky kras karst (in Czech). *Rozpravy České Akademie*, 49, Trída II, 25, pp. 1-21.
- KRAWCZYK, E.W., (1996): Manual for karst water analyses. *International Journal of Speleology*, Handbook 1 – Physical Speleology, Chiety, Italy, p. 1-51.
- LANG, M., OUARDAB, T.B.M.J., BOBEE, B. (1999): Review: Towards operational guidelines for over-threshold modeling, *J. Hydrol.*, 225, 103–117.

- LÁNG, S. (1955): Geomorfológiai tanulmányok az aggteleki karsztvidéken. Földrajzi Értesítő, IV. évf., 1. füzet, 1-16.
- LISICKÝ, M.J. (1991): Mollusca Slovenska, Veda, Bratislava.
- LÜNIGER G. & SCHWARK L. (2002): Characterisation of sedimentary matter by bulk and molecular geochemical proxies: an example from Oligocene Maar-Type Lake Enspel, Germany – Organic Geochemistry 148: 277-288.
- MAGYAR, M. (2005): A foszfor felvehetőségének vizsgálata jellegzetes hazai talajokon. Doktori értekezés. SZIE Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő
- MAHALANOBIS, P.C. (1936). On the generalized distance in statistics. Proceedings of the National Institute of Science of India 12:49-55
- MARCHANT R. (2004): Aquatic values. In: An assessment of the values of Kosciuszko National Park. ISC (Independent Scientific Committee). NSW National Parks & Wildlife Service (NPWS), Canprint, PO Box 279, Fyshwick ACT 2906, Australia. p. 1-311.
- MAROSI, S., SOMOGYI, S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II.- MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest
- MATTHEWS, G.B., MATTHEWS, R.A., HACHMÖLLER, B. (1991): Mathematical analysis of temporal and spatial trends in the benthic macroinvertebrate communities of a small stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 2184-2190.
- MAUCHA, L. (1998): Az Aggteleki-hegység karszthidrológiai kutatás eredményei és zavartalan hidrológiai adatsorai, 1958-1993.
- MCKEE, T.,B., DOESKEN, N.J., KLEIST, J. (1993) The relationship of drought frequency and duration to time scales, 8th Conference on Applied Climatology, Anaheim, 17-22. Jan. 1993.
- MELLO, J. (2004): Geologické prostredie jaskyne Domica a jej okolia. Aragonit 9. Žilina, 3-8.
- MITSCH, W.J., GOSSELINK, J.G. (1986): Wetlands. Van Norstand reinholz Company
- MITTER, P. (1984): Poznámký k niektorým problémom ochrany prírody a životného prostredia v CHKO Slovenský kras. Životné prostredie, 18 (1): 17-21.
- MÓGA, J. (1999): Reconstruction of the development history of karstic water network on the southern part of the Gömör-Torna karst on the basis of ruined caves and landforms. Acta carsologica, Ljubljana, p. 159-174.
- MÓGA, J. (2001): A szerkezet és közetfelépítés szerepe a Szilicei-fennsík karsztos felszínformáinak kialakításában. Karsztfelődés VI. Szombathely, p. 143-159.
- MORENO-AMICH, R., GARCIA-BERTHOU, E. (1989): A new bathymetric map based on echo-sounding and morphometrical characterization of the Lake of Banyoles (NE-Spain). Hydrobiologia. Vol. 185 (1): 83-90.
- MOTZ, L.H. (1998): Vertical leakage and vertically averaged vertical conductance for Karst Lakes in Florida. Water Resources Research, Vol. 34/2: 159-167.
- NAGY, D. (2003-2004): A történeti tájhasználat és felszínborítás rekonstrukciójának lehetőségei archív térképek feldolgozásával, Környezetértékelés Program, Pályázati tanulmányok, Átdolgozott I.
- NICOD, J. (2006): Lakes in gypsum karst: some examples in alpine and mediterranean countries. Acta Carsologica 35 (1): 69-78.
- NYILAS, T. (2010): Talajok szerves anyagának jellemzése Rock-Eval pirolízis vizsgálatok elemzése alapján. PhD értekezés. SZTE TTIK, Szeged
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring assessment and control. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Environment Directorate, OECD, Paris, p. 1-154.
- ORVAN, J. (1980): Hodnotenie stopovacich (farbiacich) skúšok pri riešení niektorých otázok krasovej hydrologie na uzemi Slovenskeho krasu. Slovensky kras, Liptovsky Mikuláš, 18: 177-181.
- ORVAN, J. (1996): Silica - Jašteričie jazero, hydrogeologické posúdenie. Speleofórum '96, 15: 36-42.
- ORVAN, J., TOMETZ, L., ZACHAROV, M. (1997): Jašteričie jazero na Silickej planine, rozbor príčin jeho vysychania. Podzemna voda, Bratislava, 3, 1, 46-55.
- OVF (2003): A víz élet: Víz Keretirányelv. – Az Országos Vízügyi Főigazgatóság Kiadványa
- PAALJMAN, K.P., TAKKEN, W., GITHEKO, A.K., JACOBS, A.F.G. (2008): The effect of water turbidity on the near-surface water temperature of larval habitats of the malaria mosquito Anopheles gambiae. International Journal of Biometeorology 8, p. 747-753.
- PASKAUSKAS, R., KUCINSKIENE, A., ZVIKAS, A. (2005): Microbiology, Vol. 74 (6): 715-72.1
- POPOVSKA, C., BONACCI O. (2007): Basic data on the hydrology of Lakes Ohrid and Prespa, Hydrological Processes, 21: 658-664.
- PŘIBYL, J. (1992): Krasová krajina. In: Přibyl, J., Ložek, V., Kučera, B. et al.: Základy karsologie a speleologie. Academia, Praha, 203-224.

- QUEVAUVILLER, P. (2008): Water status monitoring under the WFD. In: Quevauviller, P., Borchers, U., Thompson, K.C., Simonart, T. (eds.) *The Water Framework Directive – Ecological and Chemical Status Monitoring*. John Wiley & Sons Ltd, p. 476.
- RANDALL, D.J., TSUI, T.K.N. (2002): Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin* 45, p. 17–23.
- REYNOLDS, C.S. (1992): Eutrophication and the management of planktonic algae: what Vollenweider couldn't tell us. In: *Eutrophication: Research and Application to Water Supply*. Sutcliffe, D.W. and Jones, J.G. (eds). Freshwater Biological Association. pp. 4–29.
- REYNOLDS, J.D. (1996): Turloughs, their significance and possibilities for conservation.- P. 38-46 In: Reynolds, J.D. (ed.), *The Conservation of Aquatic Systems*. Dublin. Royal Irish Academy.
- RIGLER, F.H., PETERS, R.H. (1995): *Science and Limnology*. Ecology Institute, Oldendorf, Germany.
- RODA, Š., RAJMAN, L. (1982): Antropogénne negatívne vplyvy a speleoterapia, *Slovenský kras* 20: 175-178.
- ROTH, Z. (1939): Geologie okolí Silice u Rožňavy. *Rozpravy II. tř. České Akademie*, Praha, 49:1, p. 1-22.
- ROZLOŽNÍK, M. (2005): Niekoľko poznámok k problematike povrchových vôd Slovenského krasu. *Správa NP BR Slovenský kras*.
- ŠÁLY, R., CIESARIK, M., MIHÁLIK, A. (1976): Die „Terra calcis“ – Böden der Slowakischen Wälder. *Zborník vedeckých prác LF VŠLD Zvolen*, 18 (2-3): 3-63.
- ŠÁLY, R. (1994): Lesné pôdy. In: Rozložník M. & Karasová E. (eds), *CHKO-BR Slovenský kras*. Osveta, Martin, p. 87–92.
- SAMU, A., KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (2008): Karsztos tavak története és állapotváltozásai az Aggteleki és Szlovák Karsztokon, *Karsztfejlődés XIII.*, Szombathely, p. 117-134.
- SAMU, A., BÁRÁNY-KEVEI, I. (2009): Characterization and changes in the state of the lakes in the field of Aggtelek and Slovak Karst, *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis*, 42-43, 121-129.
- SAMU, A., TANÁCS, E., BÁRÁNY-KEVEI, I. (2010): A characterization of the lakes in Aggtelek and Slovak karst and changes in their state, *Karst Development* 1 (1): 31-40.
- SAMU, A., KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (2010): Jelenlegi és múltbeli állapot a Gömör-Tornai-karszt tavain a Papverme-tó példáján, *Tájékológiai Lapok* 8 (1): 111-121.
- SAMU, A., BÁRÁNY-KEVEI, I. (2010): Water quality characterization and determination of the environmental stress on the karstic lakes in Aggtelek and Slovak karst. In: Barančoková, M., Krajčí, J., Kollár, J., Belčáková, I. (eds.), *Landscape ecology - methods, applications and interdisciplinary approach*. Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, p. 471-487. ISBN 978-80-89325-16-0
- SANEI, H., STASIUK, L.D., GOODARZI, F. (2005): Petrological changes occurring in organic matter from Recent lacustrine sediments during thermal alteration by Rock-Eval pyrolysis. *Organic Geochemistry*, 36/8, 1190-1203.
- SARKADI, J., KRÁMER, M., THAMM, FNÉ. (1965): Kalcium és ammóniumlaktátos talajkivonatok meghatározása aszkorbinsav-ónkloridos módszerrel melegítés nélkül. *Agrokémia és Talajtan*, 14: 75-86.
- SAS, H. (1989): Lake restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations. *Academia Verlag, Richarz*, p. 497.
- SÁSDI, L. (1998): Vízföldtan és vízrajz. – In: Baross G. (szerk.): *Az Aggteleki Nemzeti Park. – Mezőgazda Kiadó Budapest*, pp. 118-159.
- SAURO, U., BONDESAN, A., & MENEGHEL, M. (1991): *Proceedings of the International Conference on Environmental Changes in Karst Areas*. Quaderni del Dipartimento di Geografia, Università di Padova, 414 p.
- SAWICKI, L. (1909a): Ein Beitrag zum geographischen Zyklus im Karst. *Geographische Zeitschrift*, Wien, 15, p. 185-204, 259-281.
- SAWICKI, L. (1909b): Zur Frage des geographischen Zyklus im Karste. *Mitteil. D. geogr. Ges. In Wien*, 52, pp. 600-603.
- SCHABETSBERGER, R., JERSABEK, C.D. (1995): Alpine newts (*Triturus alpestris*) as top predators in a high-altitude karst lake: daily food consumption and impact on the copepod *Arctodiaptomus alpinus*. *Freshwater Biology*, 33: 47–61.
- SCHETTLER, G., ROMER R.L. (2005): Atmospheric Pb-pollution by pre-medieval mining detected in the sediments of the brackish karst lake An Loch Mór, western Ireland. *Applied Geochemistry* 21 (1): 58-82.
- SCHRÉTER Z. (1925-28): Aggtelek környékének földtani viszonyai. – *A Földtani Intézet Évi Jel.*, 145 p.
- ŠČUKA J. (1985): Jašteričie jazero, typová lokalita antropogénnej činnosti v krasovej krajine Slovenského krasu. *Msr.*, pp. 1-16. (Správa CHKO Slovenský kras, Brzotín)
- SEBAG, D., DISNAR, J.R., GUILLET, B., DIGIOVANNI, C., VERRECCHIA, E.P., DURAND, A. (2006): Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by 'Rock-Eval pyrolysis': bulk characterization and quantification of degradation. *European Journal of Soil Science*, 57, 344-355.

- SHEEHY SKEFFINGTON M., MORAN, J., CONNOR, Á.O., REGAN, E., COXON, C.E., SCOTT, N.E., GORMALLY, M. (2006): Turloughs – Ireland's unique wetland habitat.- *Biological Conservation* 133 (3), p. 265-290.
- SHEEHY SKEFFINGTON, M.J., GORMALLY, M. (2007): Turloughs: a mosaic of biodiversity and management systems unique to Ireland. *Acta Carsologica* 36 (2): 217-222.
- SIFEDDINE, A., LAGGOUN-DÉFARGE, F., LALLIER-VERGÉS, E., DISNAR, J. R., WILLIAMSON, D., GASSE, F. & GILBERT, E. (1995): La sédimentation organique lacustre en zone tropicale sud au cours des 36 000 dernières années (Lac Tritrivakely, Madagascar) – *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris* 321:385-391.
- SIMONFFY, Z., CLEMENT, A., RÁKOSI, J., SZALAY, M. (2007): Módszertani és tartalmi javaslat az intézkedések programjának összeállításához, az esettanulmányok alapján; VKI Végrehajtásának elősegítése, II. fázis projekt
- SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P., JEPPESEN, E. (2001): Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World* 1: 427-442.
- ŠMÍDA, B. (2008): Krasové jamy (závrty) Západných Karpát: štúdium ich morfológie a genézy. PhD disszertáció. Katedra fyzickej geografie a geoekológie Prírodovedeckej fakulty Univerzity Komenského v Bratislave
- STANKOVIČ, J., HORVÁTH, P. (2004): Jaskyne Slovenského krasu v živote Viliama Rozložníka. Rožňava, 301 p.
- STANKOVIČ, J., PECKA, L. (1998a): Jaskyňa v ponore Jašteričieho jazera, história prieskumu jaskyne. Liptovský Mikuláš, *Spravodaj SSS* 29 (1): 21-26.
- STANKOVIČ, J., PECKA, L. (1998b): Historie výskumu v oblasti Ještěřího jezírka na Silické planině v letech 1980-1997. *Speleofórum Praha* 17: 46-49.
- STÁRKA, V. (1959): Jezero Biki a Hamrovská jaskyně u Plešivce. *Krásy Slovenska*, 36 (5): 193-195.
- STEFANOVITS, P. (1963): Magyarország talajai. Akadémiai Kiadó, Bp. II. kiadás pp. 442.
- STRÖMPL, G. (1923): A Gömör-Tornai Karszt hidrológiája, *Hidrológiai Közöny*, 20-33.
- ŠUBA, J. (1973): Slovenský kras a Turnianska kotlina, vyhláďavací hydrogeologický prieskum. Mst, Geofond, Bratislava, 1–91.
- SZABÓ, M. et al. (2010): Hazai karsztavak tájökológiai szemléletű állapotfelmérése. In: Kertész, Á. (főszerk.): *Tájökológiai Kutatások 2010. MTA FKI*. pp. 255-263.
- SZAKOLCZAY, J. (1997): Halegészségügyi alapismeretek. In: Tathy B. (ed.): *Halgazdálkodás II. MOHOSZ*, Budapest, p. 457-487.
- SZENTPÉTERY, I., LESS, GY. (eds.) (2006): Az Aggtelek–Rudabányai-hegység földtana. Magyarázó az Aggtelek–Rudabányai hegység 1988-ban megjelent 1:25 000 méretarányú fedetlen földtani térképéhez (Magyarország tájegységi térképsorozata). — Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 92 p.
- SZILÁGYI, F. (2007): A Víz Keretirányelv és a Hidrobiológia. In: Szilágyi, F., Orbán V. (eds.): *Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség*, Budapest, p. 624.
- SZILÁGYI, F., ORBÁN, V. (eds.) (2007): *Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség*, 624 p.
- TALAJVÉDELMI INFORMÁCIÓS ÉS MONITORING RENDSZER (1996): Módszertan. 1. kötet – Földművelésügyi Minisztérium Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest, 92. p.
- TANÁCS, E., BARTA, K., JÁRMI, R., KISS, M., SAMU, A., KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (2007): A talajtulajdonságok és a faállomány kapcsolata a Haragistya-Lófej Erdőrezervátum területén (Aggteleki karszt), *Karsztfejlődés XII.*, Szombathely, p. 225-240.
- TANÁCS, E., SAMU, A., KOLTAI, G., BÁRÁNY-KEVEI, I. (2009): Temperature and precipitation trends in Aggtelek karst (Hungary) 1958-2008. XIII. Congress of Hungarian Geomathematics and the 2nd Congress of Croatian and Hungarian Geomathematics, Mórahalom, 21 – 23. 05. 2009 (personal communication).
- TANÁCS, E., BÁRÁNY-KEVEI, I. (2010): Patterns of tree species composition and their relation with climate and past forest management in Haragistya-Lófej forest reserve (Aggtelek Karst, Hungary). In: Ostapowicz, K., Kozak, J. (Eds.): *Conference Proceedings of the 1st Forum Carpicum, Integrating Nature and Society Towards Sustainability*, pp. 64-65
- TANÁCS, E. (2011): Az erdőszerkezet tér- és időbeli mintázatainak vizsgálata a Haragistya-Lófej erdőrezervátum (Aggteleki-karszt) területén. PhD értekezés, SZTE TTIK, Szeged.
- TEREK, J. (2003): Ekologický stav jazier Slovenskeho krasu. Zborník referatov zo 4. narodnej konferencie o biosferických rezerváciach SR konanej 28. – 29. 10. 2002 v Rožňave, Zvolen, 185–188.
- TEREKOVÁ, V. (1984): Príčiny a dôsledky znečistovania Jašteričieho jazera v Slovenskom krase. *Slovenský kras* 22:131-141
- TESSIER, A., CAMPBELL P.G.C., BISSON, M. (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analitical chemistry*, 51, 844-850.
- UJVÁROSY, A. (1998): Az Aggteleki Nemzeti Park. In: G. BAROSS, ed, *Mezőgazda Kiadó*, pp. 22-26.
- URBÁN L. (1993): Az aszály fogalma és jelentősége. *Beszámolók 1989*. 113--135. OMSz. Budapest.

- URE, A.M. (1993): Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. : -151. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 51:135-151
- VAN LIERE, L., EBERT, J., KATS, W., BUYSE, J.J. (1991): The water quality in the Loosdrecht Lakes reviewed. *Mem. 1st. Ital. Idrobiol.* 48: 219-232.
- VARGA, Z., VARGÁNÉ SIPOS, J., HORVÁTH, R. és TÓTH, E. (1998): Az Aggteleki-karszt élővilága. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, pp. 254-333.
- VASS, I. (1831): *Az Aggteleki-barlang leírása. Budapest.*
- VEENVLIET, P. (2000): The ichthyofauna of Cerknica polje. *Biota Vol. 1 (2): 35-42.*
- VERGINIS, S., LEONTARIS, S. (1978): Beiträge zur Morphologie und Entwicklung des Semipoljes Amvrakia (Limni Amvrakia), Westgriechenland. *Contributions to the Morphology and Development of the Semipolje Lake Amvrakia (Limni Amvrakia), Western Greece. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 63: 831-839.
- VITÁLIS, I. (1907): A Bódva-Tornaköz környezetföldtani viszonyai. – *A Földtani Intézet Évi Jelentése*, p. 45-58.
- VOLLENWEIDER, R.A., KEREKES, J.J. (1982): Background and Summary Results of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. *OECD Report, Paris*
- Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv (2009): A Duna-vízgyűjtő magyarországi része. A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása. közreadja: Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság.
- WETZEL, R. G. (1999): *Limnology: Lake and River Ecosystems.* 3rd Academic Press, San Diego
- WFD (2000): Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a framework for community action in the field of water policy. – *European Union, Luxembourg PE-CONS 3639/1/00 REV 1.*
- WILLIAMS, P. W. (ed.) (1993): *Karst Terrains: Environmental Changes and Human Impact (Catena, Cremlingen-Destedt), 25, Germany Catena Supplement.*
- WMO (1975): Drought and agriculture. *WMO Techn. Note. No. 138.*
- Woynarovich, E. (2003): *Vizeinkről mindenkinek. Agroinform Nyomda és Kiadó Kft. p. 272.*
- WURTS W.A., DURBOROW, R.M. (1992): Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity and hardness in fish ponds. *Southern Regional Aquaculture Center Publication*, 464.
- ZÁMBÓ L. (1970): A vörösiszapok és a felszíni karsztosodás kapcsolata az Aggteleki-karszt délnyugati részén. *Földr. Közl.* 18. pp. 281-293.
- ZÁMBÓ, L. (1986): A talaj-hatás karsztomorfogenetikai jelentősége: kísérleti geomorfológiai vizsgálat az Aggteleki-karszton. *Kandidátusi értekezés ELTE. Kézirat.*
- ZÁMBÓ, L. (1998b): Talajtakaró. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, p. 70-95.

RENDELETEK, JOGSZABÁLYOK

- 10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelete. *Magyar Közlöny*, 53: 3156-3167
- MSZ 12749:1993: Felszíni vizek minősítése
- MSZ 448/20:1990: Ivóvízvizsgálat. A permanganátos kémiai oxigénigény meghatározása
- MSZ 448-15:1982: Ivóvízvizsgálat. Kloridion meghatározása
- MSZ-08-0206-2-1978: 2.4. Összes só (vízben oldható)
- MSZ-08-0206-2-1978: 2. 5. Hidrolitos aciditás
- MSZ 20135:1999: 4. 2., 5. 4. 5. Nitrit+Nitrát nitrogén (KCl)
- MSZ 21470-50:2006: Nehézfémek
- MSZ EN 12880:2000: Iszapjellemzők. A szárazmaradék és a víztartalom meghatározása
- MSZ-08-0458:1980: A talaj összes nitrogéntartalmának meghatározása

TÉRKÉPEK

- ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS: Magyar Királyság. (1780-1784) HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum [1:28800].
- MÁSODIK KATONAI FELMÉRÉS: Magyar Királyság és a Temesi Bánság. (1806-1869) HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum [1:28800].
- HARMADIK KATONAI FELMÉRÉS: Osztrák-Magyar Monarchia. (1872-1884) HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum [1:25000].
3. katonai felmérés civil használatra készült 1:200.000 méretarányú térképművének (Generalkarte von Mitteleuropa = Közép-Európa általános térképe) 38-49-es szelvénye

<http://lazarus.elte.hu/hun/digkonyv/topo/3felmeres.htm>
<http://lazarus.elte.hu/hun/digkonyv/topo/200e/38-49.jpg>
A 3. katonai felmérés 1:75.000-es méretarányú térképművének 4565-ös szelvényrészlete (1937)
VASS, I. (1829): Fekete területe az aggteleki barlangnak egész ki terjedésében Situations-Plan der Höhle
Baradla in ihrer ganzen Ausdehnung. Magyarország (topográfiai térkép) (<http://hdl.handle.net/2437/100440>)

INTERNET

http://www.muszeroldal.hu/measurenotes/oldottoxigen_meres.pdf

IX. SUMMARY

A multi-faceted, complex analysis of the lakes of the Gömör-Torna Karst was carried out with the aim of assessing their state. The investigation of these lakes and the related hydrological systems was accomplished in this framework.

The aim was to get a historical overview of the temporal variability of the lakes, an assessment of the changes in their state as a result of human intervention, treatment, climate, natural influences and finally a comparison of the lakes and their immediate surroundings.

A baseline survey of the water quality was carried out between 2008 and 2010. Conclusions were drawn about internal and external loads on the basis of sediment and soil samples; moreover, the impact of land use on water quality was examined, as well as the effect of climate phenomena on water quality and quantity. According to the analysis of historical perspective, the description of the lakes in the Gömör-Tornai-karst area from different aspects of use and function can already be found in early sources. The most typical uses were the following (depending also from other characteristics of the area) should be mentioned: metallurgy, hemp-soaking (Lake Kender), fishing (Lakes Gyökérréti- (Jašteričie), Papverme (Farárova jama)), watering of animals (typical usage of most of the lakes).

The current focuses like tourism and recreation, the maintenance of the integrity of ecosystems, conservation of biodiversity and the karst system reflect the needs have already emerged a few decades ago.

As a result of differences in the land use characteristics, the formation of the lakes and their geological environment different ways of development and changes in the state can be observed in the lakes, and these changes occur at different levels.

According to most authors, the consequences of the climate change and associated phenomena have negative effect on the already scarce water supply in karst areas, where the water loss in drought periods causes big problems, especially on dry karst plateaus. These include desiccation and rapid filling up processes, while extreme precipitation events intensify the washing in of more pollutants.

The researchers concluded that the natural processes in lakes are shortened or changed drastically (e.g. Lake Gyökérréti, Aggteleki). Specific water-saving efforts have been carried out on Lakes Vörös and Aggteleki. Due to these actions the condition of Lake Vörös has been stabilized, however Lake Aggteleki's existence and its quality seem henceforward doubtful.

The largest lake of the area is currently Lake Papverme, the preservation of its water quality is an important task because through this lake one of the largest hydrological systems of the Silica Plateau can be contaminated.

The summarized water quality of Lake Papverme moves in all three years on average between the water quality classes III. and V. Oxygen saturation, chemical oxygen demand, ammonium content, pH and iron content play an important role in this process (2008). Other parameters measured only from 2009 contribute also in the deterioration of the water quality; these are nitrite, total phosphorus and chlorophyll-a concentrations. The tendency of characteristics is that in the early spring the water quality is good (II-III.), later on it drops and stays in the sufficient (III.) category during the summer. In the autumn a further decline is observed. In 2010 the strong contamination was more uniform throughout the year.

From the nutrients the nitrate dominated during the spring and the ammonium during the summer period. The orthophosphate concentration was higher also in summer. The lake is typically of the alpha mezotrophic type, and has a high degree of eutrophication.

The inflow from the direction of the agricultural settlement and the village transfers a real pollution in the whole measurement period. This results in a certain contribution to the deterioration of the water quality. This manifests also in Spring Fekete primarily in the nitrate and ammonium content (indicating that 'supplies' also come from other sources), which is however lower than it was in 1982 (e.g. from the direction of the Wells Gyökérréti comes in lower concentrations).

According to the comparison with previous data it is visible that there is a decrease in the amount of total phosphorus, meanwhile the chlorophyll-a values increased. The nitrate content is similar to those values measured in 1982. The annual oxygen saturation data (heavy over-saturation during the day) and oxygen profile recorded in April 2009 refer to the strength of the production of organic matter and the large amount of algae. The alkalinity and total hardness decreased in comparison with 1982 but is similar to the data recorded in 1992.

The pH is slightly alkaline. Especially during the summer season a higher proportion of toxic ammonia was typical, which at times reached certain levels toxic to fish. The water quality of Spring Fekete (Čierna) in 2010 was at least one to two grades higher than the lake water quality, but in overall it moved between the middle (III.) and polluted (IV.) classes.

Human impact is as intense as it was in 1982 or in 1992, this is reflected by the water quality as well, which was in all three years in the tolerable (III.) and contaminated (IV.) category.

Except for Lake Tengercsém all lakes are of the eutrophic type. The new water supply of the Lake Vörös according to the measured parameters brings no pollution. After the dredging, the water levels rose, but by the end of the 2000s which were poorer in rainfall showed again a declining trend until 2010. Meanwhile, the overall water quality in all three years ranged between the highly contaminated (V.) and contaminated (IV.) categories, which can be explained with relatively large amounts of organic matter, total phosphorus content and the higher iron content of the surrounding soils.

Lake Kender, unaffected by human activity from the 1980s, could be a benchmark for a place where natural processes could prevail. Since it only has water supply directly from the

rainfall because of its elevated position it is protected from any contaminant inflow from the surface but because of the same reason it is also closed off from any additional water supply. Therefore its long-term survival mainly depends on the length and duration of dry periods. The overall water quality can also be assessed as highly contaminated with a few exceptions according to the parameters mentioned at the description of Lake Vörös.

The situation of Lake Aggteleki is critical. Its size was 1,3 ha in the beginning of the 1980s, but by the 1990s, its water surface shrank to one-fourth of its former size, it became mostly overgrown with macrovegetation and the free water surface almost completely disappeared under thick algal mass. This process took place over 10-15 years, maybe partly due to the insufficient rainfall; however the effect of human proximity can't be disputed either. According to the measured parameters the lake is still exposed to scattered pollution sources and to nutrient load excess coming from the lakes sediment-filled environment.

A full filling up - especially if it is combined with dry weather - seems inevitable. In this case, there is a risk that the organic matter and other contaminants at the bottom of the lake can flow into the karst water system, causing permanent pollution, as it also occurred in the course of dredging. The overall water quality is in the heavily polluted category in all three years, except the early spring period, nearly all parameters fall in this category. The higher orthophosphate and manganese content is a proof for the diffuse pollution coming from the lake's environment and the village. The lake's water quality did not improve even in the unusually wet year of 2010, since more pollution was washed down. The survival of the lake seems doubtful even after the dredging.

The water quality of Lake Tengerszem falls into the tolerable (III.) water quality category due to the nitrate amount present almost during the whole year. Especially in the spring and autumn periods, the contaminated (IV.) class is also reached, due to the higher nitrate loads collected through the Jósza spring from the catchment area of the Baradla cave. The conditions described above are confirmed also by the vegetation found in the lakes and on the shores.

Lake Papverme has the worst trophic state according to the chlorophyll-a amount – probably because of the lack of macro-vegetation (except for the coastal part), which could discourage algae growth. Thus, this lake is mostly eutrophic and polytrophic, whereas Lake Aggteleki is meso-eutrophic and the Lakes Kender and Vörös are mezotrophic. Lake Tengerszem can be considered ultra-oligotrophic. The saprobity state of the first four mentioned lakes is similar: they are in all three years of the alpha-mezosaprobic type, while the Springs Jósza and Fekete, the Stream Jósza and the Lake Tengerszem are oligosaprobic. In 2010 a deteriorating trend is clearly shown so the organic load seems to have increased with the larger amount of precipitation. The halobity-degree of the Lakes Vörös and Kender is in average beta-oligohalobic, the Lakes Papverme and Tengerszem are alpha-oligohalobic and Lake Aggteleki is changing from oligo-mesohalobic in 2008 to alpha-oligohalobic in 2010 as a result of being diluted due to the precipitation.

The impact of the climate on the water quality and quantity is indisputable therefore I examined what kind of impact it has on the study area. In the first case the frequency of extreme weather events was examined in general, because their role seems to grow recently.

Barančok's (2000) statement was proved as the precipitation sums decreased after 1980 compared to the previous years; in this period the number of drought periods was also higher than the number of wet periods.

Tanács (2011) also notes this reduction but adds that there is no clear trend in the evolution of the precipitation sums, however the existence of extreme events, and their lack is highlighted. In seasonal resolution according to the climatic extreme indices the amount of summer rainfall increased in the late 1980s and since then shows a relatively constant periodicity. As for the spring and autumn precipitation sums it is significant that from the 2000's the extremes and extreme values (with the exception of the spring of 2005) disappeared.

In winter periods the outliers remained, the balance shifted to the direction of an increasing number of dry and decreasing number of humid periods only in the 1990s. In 2010 more peak values were dominating again. From the 2000's more drought periods occurred during summer. Peak values can be observed only in the late 1980s, however in the illustrated period no particular extremities occurred during this season. It is remarkable that although 2010 was a very wet year, in the summer droughts still occurred. The autumn and spring values were more hectic. In the case of autumn outliers in wet periods occurred till the 2000s but after that they didn't occur anymore. In comparison the proportion of drought periods increased. However in 2010 a wetter autumn came again. Spring had the same conditions.

The impacts of weather events were analyzed with two approaches, with a whole area-wide large-scale analysis, in which the lake data were merged, and this was compared to the different climatic parameters, to show which parameters and weather events have greater influence on the water quality changes. In the other approach I analyzed the climate extreme indices of each individual lake separately, so that the diversity and influence coming from their unique environment could be emphasized. This way allows not only the meteorological conditions of the day of the measurement to be taken into account but also the longer term existing weather situations.

Based on a larger scale perspective of water quality parameters, both positive and negative extreme values of water quality parameters can be associated with weak or breaking-up warm fronts passing over the region. On the contrary, the role of anticyclones or anticyclone ridge weather situations is supposed to be irrelevant. According to the average ranks of importance of the meteorological variables in determining the factors temperature and relative humidity are the most significant, while air pressure and global solar flux are the least relevant explanatory variables in determining the five factors overall.

The application of the two-stage factor analysis involves both benefits and disadvantages. Its benefit is that it substantially reduces the number of resultant variables. In this way, the information loss of the retained factors is around 20%.

In the smaller-scale approach using various drought indices (standardized rainfall anomaly index, Lang's rainfall index, De Martonne aridity index, Thornthwaite meteorological index) strong correlations were found with the water quality parameters. According to the results it can be stated that during the drought years, especially the prolonged drought periods (eg. 1-2 years) the general deterioration of the water quality is

typical. In wetter years (eg 2010), especially if there is a direct water supply (Lake Papverme, Lake Tengersizem), the concentration of pollutants increases (the larger rainfall events bring mainly an enrichment of inorganic compounds, whereas the processes and ions involved in transformation stay in the background (eg. CODps, NH_4^+), the trophity and saprobity degree decreases). Those lakes that have no or just little inflow have more likely positive changes in the water quality during bigger rainfall events - this applies mainly to the Lakes Aggteleki, Kender, and Vörös.

The most connections were found among the medium duration SPI indices, these events affect the processes of all lakes (eg. CODps, NO_2^- , NH_4^+ , Ca^{2+} , hardness, transparency, but in the case of Lake Aggteleki almost all the major ion concentration changes are related to this period length).

It can be concluded that most of the water chemistry parameters are affected by extreme weather events, so if the frequency of those events increases appropriate arrangements should be made to safeguard water supplies.

To detect the similarities and differences of the lakes, their surroundings and the measurement periods, I applied statistical classification methods based on the individual water chemistry data and meteorological parameters. In summary it can be stated that in the first case, the strongest classification factors were the ones derived from the conductivity, nitrate and CODps, while in the second case those derived from nitrate, CODps, Fe and Mn data, furthermore factors related to the conductivity and orthophosphate. This showed that the heterogeneous geological environment of the catchment, the degree of the level of organic matter stress and the nitrate load of the water play an important role in the differentiation of the lakes' profiles even within a small area,. In addition, when only the averaged values are considered orthophosphate, iron and manganese content play important role as well.

In addition, we may conclude that the organic matter originating from different sources and the nitrate load vary between water bodies; in the efforts to prevent the pollution of the underground environment they should have high priority. Typically, in both classifications the values of the Gyökérréti wells, the Fekete spring, the Jósza stream and Lake Tengersizem form a separate group, and the Lakes Kender and Vörös another. The Lakes Papverme and Aggteleki are often in the same group too, but their values have bigger variance. Strong seasonality can be observed at the monthly level; seasonal trends and different characteristics in different years (climatic, pollution, etc.) play an important role

Based on the analysis of lake sediments, the following findings can be concluded: except for Lake Kender, the nickel content exceeded the threshold limit (specified in decree of *KöM-EüM-FVM-KHVM 2000*) in every lake's sediment. At Lake Vörös the cadmium content was above the limit. The changes in the heavy metal content in sediments of Lake Aggteleki in comparison with the year 2000 were as follows: in 2002 the lake was dredged and the surrounding area was filled in with the sludge. The nickel content of the silt has doubled compared to year 2000, as well as the lead and chromium content - but these do not exceed the limit. The cadmium and zinc content decreased, the cobalt had roughly similar values. This may be due to the previously larger nickel, chromium and lead accumulation (from transport, atmospheric deposition – there are factories in the 60 km zone like cement factory,

U.S. Steel). This contamination dropped in the 1990's, and the layers from which the samples were taken were less loaded with these contaminants. The dredging, however, could resurface the previously polluted layer that I measured. In addition, since the dredging there might have been a greater amount of accumulation as well. Or the difference can be the result of the different measurement methods in 2000 and now.

In order to determine the extent and comparison of the internal and external load of the lake sediments and soils surrounding the ponds, phosphorus, nitrogen and heavy metal content was measured. I found that the tested soils had no heavy metal concentration values above the threshold limit. In contrast, in the case of sediments the concentrations are above the limits; in the case of the Lakes Papverme, Vörös, Aggteleki, Gyökérréti the Ni concentrations, in the sediment of the Lakes Vörös and Aggteleki the Cr-, and at Lake Vörös, the Cd concentrations exceed the limit.

However, it should be added that the mobility of these heavy metals was also tested with sequential extraction. It showed that in most cases the heavy metals are not mobile under natural conditions. The highest rates of mobility were observed at the Lakes Gyökérréti, Kender and Aggteleki, and the most mobile metals are Cd, Co and the Cr. From the mobile fractions of the mentioned three lakes and in the case of Lake Tengersizem the fraction binding to the oxidizable fraction, (thus the organic material) is greater and it is also greater in the case of the exchangeable and carbonate bound fractions. By the other two lakes the mobility of the heavy metals is around 50% and this amount is divided between the three mobile fractions. The Cr can be problematic, since it is relatively mobile and sometimes exceeds the background concentration.

About the organic matter of sediments measured and characterized with Rock Eval pyrolysis, the following can be concluded: In order the Lake Kender, the Lake Aggteleki, Lake Vörös, Lake Tengersizem and then the Lake Papverme have the highest organic matter content. Since the thermal maturity indicators of organic matter in sediments hardly differ from each other, a similar quality can be considered. I got indicators which suggest that there is external inflow in the case of the Lakes Tengersizem and Papverme. In the case of Lake Tengersizem the Jósza spring brings supply, while by the Papverme it is the pollution inflow from the village and the highway-transport which deliver pollution.

In the Lakes Aggteleki, Kender and Vörös the indices indicated a higher rate of transformation of the initial phase of the incoming fresh plant material, and in all three cases, this represents a very significant amount. The organic matter of the sediment of Lake Papverme is characterized by the higher presence of the inert fraction, originating from the carbonate bedrock, which probably got into the collecting basin during the formation of the sedimentary sequence (*Nyilas 2011, personal communication*).

The smaller proportion of the relative evolution of the organic macromolecules classes in the Lake Aggteleki, and especially in the Lake Vörös are indicative of the effect of dredging, because by these the higher - immature organic material containing layer was removed with the dredging.

From the aspect of P and N load it can be concluded that in the case of the Lakes Papverme and Vörös the amount of soluble PO_4^{3-} content present in the soil is higher than the

amount in the sediment and especially by the Lake Papverme it is in a strong correlation with the concentrations found in the water, so it can be concluded that in both cases the external load plays the major role in the eutrophication processes. Lake Papverme has a special situation as the PO_4^{3-} concentration in the wastewater inflow (sampling point P6) is more than it is in the sediment and in the soil, which shows that there is clearly point-source pollution in this case.

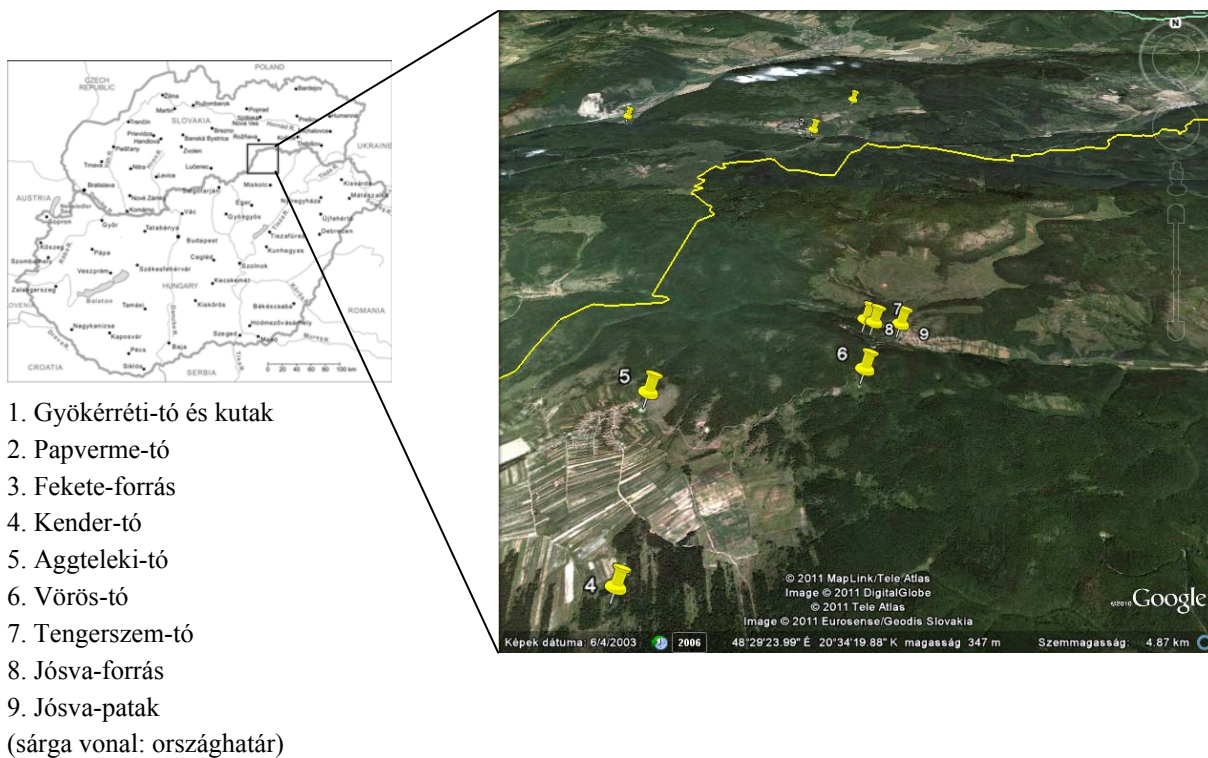
The PO_4^{3-} values by the Lake Aggteleki are similar, it can be explained by the lake filling up its environment with its sediment, so the water gets almost the same load from inside and outside. In the case of Lake Kender, the sediment PO_4^{3-} concentration is higher, so in this case, the internal load is higher. The sediment of Lake Gyökérréti is similar to the sediment of Lake Kender from this point of view, while Lake Tengersiz shows similarity with Lake Papverme. The NO_3^- - content (except in the case of the Lake Kender) is higher everywhere in the soil, but in this case a weaker correlation can be detected, so it can be concluded that the nitrate washout does not directly constitute a hazard. However it does pose an indirect threat, when it gets into the underground karst water system and to the springs which bring pollution particularly in the spring and autumn. The NO_3^- - content of the sediment of the Lakes Tengersiz, Gyökérréti and Vörös is low.

The state of Lake Aggteleki after dredging shows that the pH of the sediment corresponds to that of 10 years ago and the dry matter content is slightly higher. All nutrient concentrations of the sediment decreased after the dredging, but it shows an upward trend again. In the case of Lake Aggteleki the dredging has reduced the amount of the accumulated sediment, but a higher heavy metal-containing layer emerged, which may come from past atmospheric deposition. Probably due to the dredging the amount of immature organic matter in the sediment has been reduced. Because the area around the lake was filled with the dredged sediment, the external load can reach the degree of the internal load, which greatly inhibits the improvement of the lake's water quality.

The water quality of Lake Vörös can be considered good. Dredging reduced the internal pressure, as it removed the upper layer which contained more organic matter, and the lake's surroundings are steadily maintained by Aggtelek National Park, through which the external load is also minimized.

X. MELLÉKLETEK

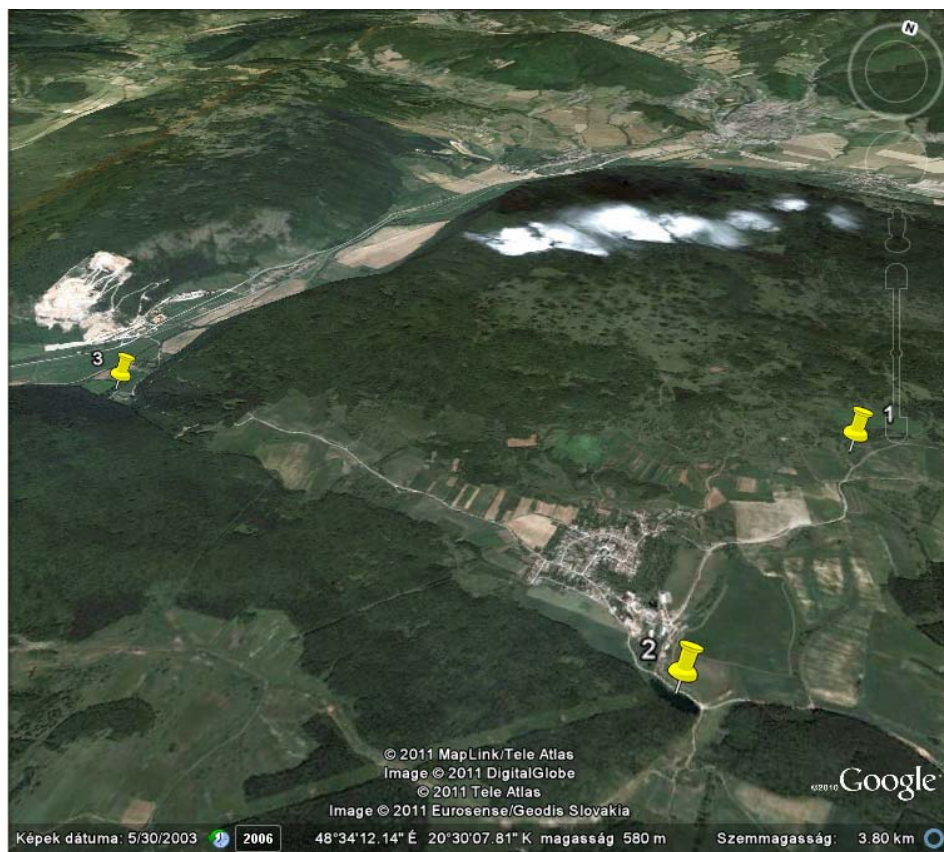
IV/1. melléklet: a) A mintaterület a vizsgált víztestekkel



b) Mintavételi helyek: 1. Aggteleki-tó (● vízmintavételi hely, ● talajmintavételi hely)



2. Papverme-tó, Gyökérréti-tó és kutak, Fekete-forrás



Gyökérréti-tó és kutak



3. Papverme-tó



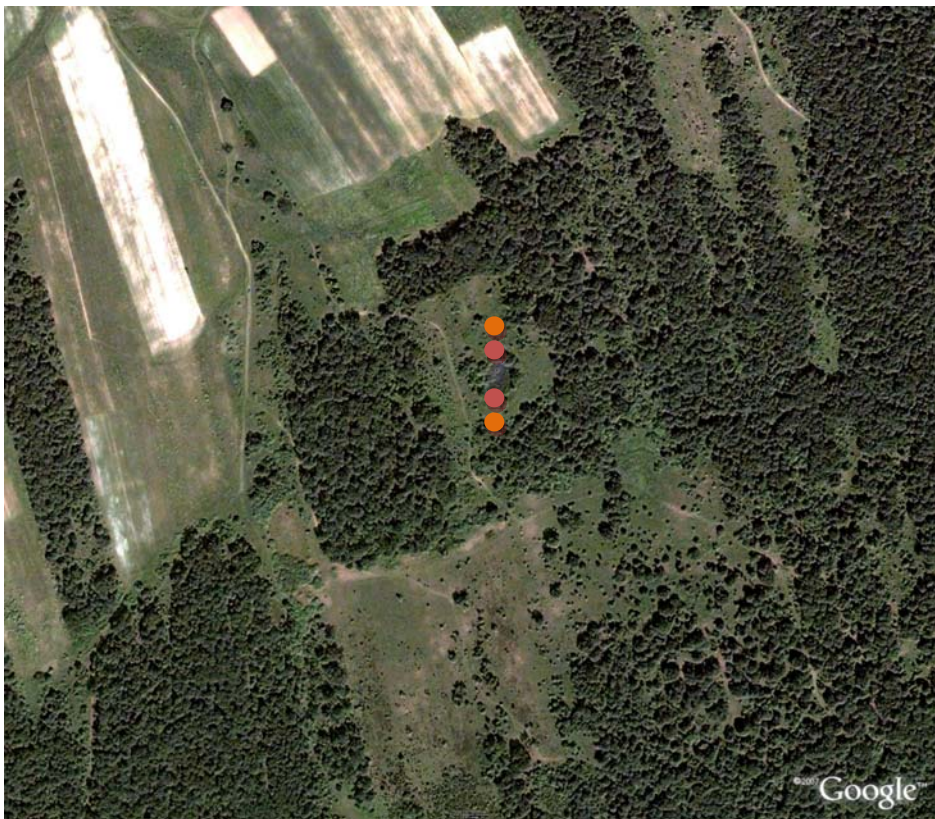
4. Tengerszem-tó, Jósva-forrás, Jósva-patak



5. Vörös-tó



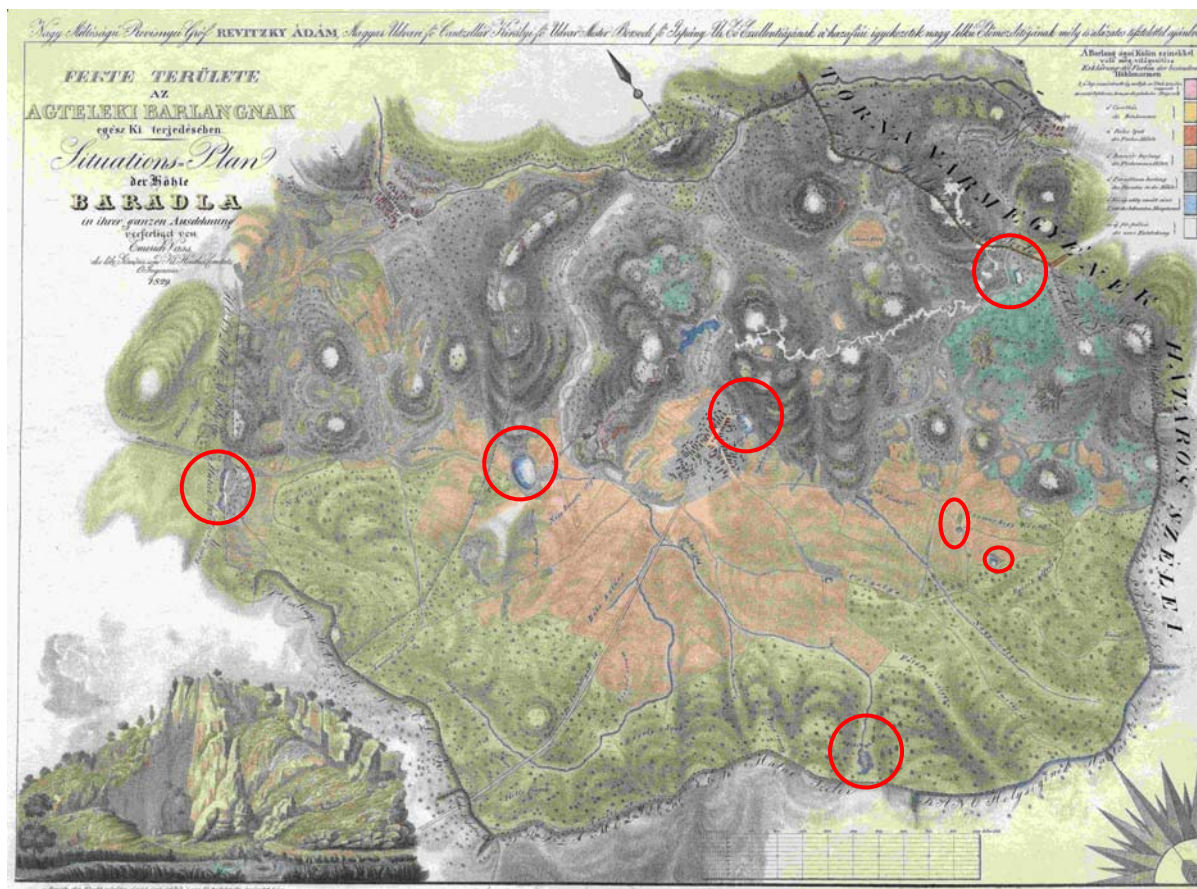
6. Kender-tó



IV/2. melléklet: *Az aszályindexek számítása*

Index neve [egysége]	Definíció	Index- számításhoz alkalmazott képlet	Szükséges kiinduló adatok
De Martonne index [mm/°C]	a csapadékösszeg és a hőmérséklet korrigált hányadosa	$12P/T+10$	<ul style="list-style-type: none"> • csapadékösszeg (P) • hőmérséklet (T)
Thornthwaite index [mm/°C]	a csapadékösszeg és a hőmérséklet korrigált hányadosának segítségével	$1,65(P/T+12,2)^{10/9}$	<ul style="list-style-type: none"> • csapadékösszeg (P) • hőmérséklet (T)
Lang esőzési index [mm/°C]	a vizsgált időszak csapadékösszegének és átlaghőmérsékletének hányadosa	P/T	<ul style="list-style-type: none"> • csapadékösszeg (P) • hőmérséklet (T)

V/1. melléklet: *Vass Imre térképe (1829)*



V/2. melléklet: A 2. katonai térképezésen feltüntetett tavak

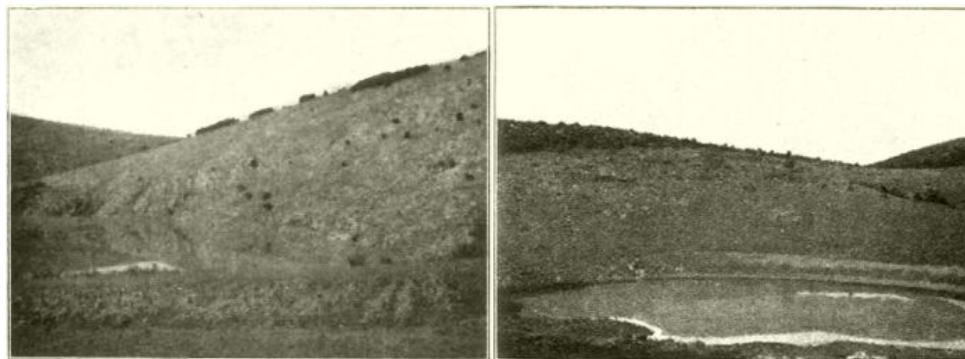


V/3. melléklet: A 3. katonai térképezésen feltüntetett tavak





V/4. melléklet: a) A Verestó. b) Az Aggteleki-tó a Szőlőhegy karsztos lejtőjénél.
(Lendvay Károly felvétele.)



V/5. melléklet: Az aszályindexek határértékei

A De Martonne index értéke és jelentése		
60 > Martonne index	igen nedves	
60 > Martonne index > 30	nedves	
30 > Martonne index > 20	kissé nedves	
20 > Martonne index > 15	félszáraz	
15 > Martonne index > 5	száraz	
5 > Martonne index > 0	extrém száraz	

A Thornthwaite index értéke és jelentése	
6,4 < Thornthwaite index:	nedves
3,2 < Thornthwaite index < 6,4	félszáraz
1,6 < Thornthwaite index < 3,2	száraz
Thornthwaite index < 1,6	igen száraz

SPI érték	Kategória
>2	Extrém csapadékos
1.5 - 1.99	Nagyon csapadékos
1 - 1.49	Mérsékelt csapadékos
-0.99 - 0.9	Normális
-1 - -1.49	Mérsékelt száraz
-1.5 - -1.99	Nagyon száraz
< -2	Extrém száraz

V/6. melléklet: *A korrelációs együtthatók az aszályindexek és a vízkémiai paraméterek esetében*

Tengerszem	SPI1	SPI2	SPI3	SPI4	SPI5	SPI6	SPI7	SPI8	SPI9	SPI10	SPI11	SPI15	SPI21	SPI25
KOI								0,618						
NO ₂							0,666			-0,669				
NH ₄ ⁺											0,566			
PO ₄ ³⁻					0,614							0,760		
TP													0,539	
pH						-0,674					0,680		0,687	
G							0,568		0,568					
Fe					0,646									
Mn			-0,859											
átlátszóság		-0,743												
keménység										0,824				
Ca ²⁺				0,750	0,750					0,811				
Mg ²⁺	-0,609													
SO ₄ ²⁻			0,783											
Cl ⁻				-0,560										-0,563

Tengerszem	De Martonne index	Thornthwaite index	Lang index
Fe	0,585	0,615	0,612
Ca ²⁺		0,568	
SO ₄ ²⁻		0,567	

Papverme	SPI5	SPI7	SPI8	SPI9	SPI10	SPI11	SPI15	SPI16	SPI18	SPI21	SPI22	SPI25
KOIps					-0,602	-0,602						
NO ₃ ⁻			0,594									
NO ₂ ⁻		0,674									0,689	
átlátszóság					0,644	0,644						
keménység			0,629									
Ca ²⁺			0,759	0,759						0,759		
K ⁺	-0,838											
Na ⁺	-0,617						-0,643					
SO ₄ ²⁻								-0,759				-0,785
achi					-0,609			-0,613				

Papverme	csapadék	De Martonne index	Thornthwaite index	Lang index
oO ₂		-0,66	-0,66	
O ₂ %		-0,67	-0,67	-0,7
pH		-0,56	-0,56	
Mg ²⁺				-0,64

Na ⁺	-0,661	-0,58	-0,58	-0,53
Cl ⁻	-0,682			

Vörös	SPI2	SPI4	SPI11	SPI22	SPI25	De Martonne index	Thornthwaite index	Lang esőzési index
Ca ²⁺			0,664					
Na ⁺		-0,627						
SO ₄ ²⁻	0,645							
Cl ⁻					-0,605	0,582	0,624	0,609
achl				0,549				

Aggteleki	SPI5	SPI7	SPI8	SPI9	SPI10	SPI11	SPI24	SPI25	Lang index
NH ₄ ⁺		-0,52							
NO ₂ ⁻									0,52
ÖP	-0,891								
G							-0,881		
Mn	-0,519								
Ca ²⁺						0,717			
Mg ²⁺					-0,707				
Na ⁺				-0,9					
HCO ₃ ⁻			-0,65						
Cl ⁻								-0,906	

Kender	SPI2	SPI5	SPI6	SPI8	SPI9	SPI10	SPI12	SPI13	SPI14	SPI25	csap	Lang index
oO ₂		-0,58										-0,526
O ₂ %		-0,55										-0,527
KOIps					-0,797							
NO ₃ ⁻	-0,566											
pH			-0,66									-0,645
G									-0,72	-0,728		
átlátszóság							0,767					
keménység						0,609						
Ca ²⁺						0,703						
K ⁺				-0,68				-0,719				
HCO ₃ ⁻								-0,586				
Cl ⁻										-0,656		
ÖP											-0,614	
Tlev												-0,564

V/7. melléklet: *A vastartalom és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei* (mg/l)

(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3	4
Paraméter	Átlagértékek			
Napok száma	41	16	197	2
Gyakoriság (%)	16.0	6.3	77.0	<i>0.8</i>
Hőmérséklet (°C)	15.1	<i>12.6</i>	13.8	17.7
Globálsugárzás (J/cm ²)	1362	1311	1329	<i>1118</i>
	.0	.6	.7	.8
Relatív nedvességtartalom (%)	<i>66.5</i>	68.3	70.5	71.0
Légnyomás (hPa)	1015	1014	1014	<i>1013</i>
	.6	.9	.0	.2
Szélsébség (m/s)	5.9	5.4	5.4	<i>5.1</i>
Csapadék (mm)	3.5	1.3	3.0	<i>1.1</i>
Fe (mg/l)	1.2	2.7	<i>0.1</i>	6.3

A komponens-mátrix faktorsúlyai, Fe-tartalom (mg/l)
 (szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.122$; **félkövér**: $\alpha_{0.01} = 0.160$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Fe-tartalom (mg/l)	0.043	-0.084	0.346	0.929
Hőmérséklet (°C)	0.564	0.552	0.403	0.257
Globálisugárz ás (J/cm ²)	0.711	-0.136	0.619	0.134
Relatív nedvesség (%)	-0.839	0.424	0.092	0.096
Légnyomás (hPa)	0.632	-0.223	0.487	-0.133
Szélesebesség (m/s)	0.852	0.198	0.272	-0.121
Csapadék (mm)	0.127	0.924	0.283	-0.100
Sajátérték	2.67	1.45	1.07	1.00
Magyarázott variancia, %	38.14	20.75	15.23	14.28
Kumulatív variancia, %	38.14	58.89	74.12	88.40

Speciális transzformáció.

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (Fe-tartalom, mg/l), mint eredményváltozók meghatározásában

(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $x_{0,05} = 0.122$; *félkövér*: $x_{0,01} = 0.160$)

Változók	súly	rangsor
Fe-tartalom (mg/l)	0.996	–
Hőmérséklet (°C)	0.078	2
Globálsugárzás (J/cm ²)	-0.048	4
Relatív nedvesség (%)	-0.014	5
Légnyomás (hPa)	0.091	1
Csapadék (mm)	-0.067	3
Szélesebesség (m/s)	0.002	6

V/10. melléklet: **Speciális transzformáció: A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek, mint eredményváltozók meghatározásában**

(szignifikancia-szint: *dőlt*: 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns; *félkövér*: 99%-os valószínűségi szinten szignifikáns)

Magyarázó változók	Eredményváltozók											átla
	O ₂ %	KOI mg/l	NO ₃ mg/l	NO ₂ mg/l	PO ₄ mg/l	TP mg/l	NH ₄ mg/l	G μS/ cm	Fe m g/l	Mn mg/l	pH	gos
												rang sor
Fontossági sorrend												
Hőmérsék let (°C)	3	3	2	1	6	6	2	4	2	5	4	3.45
Globálsug árzás (J/cm ²)	1	1	3	3	5	2	3	5	4	4	6	3.36
Relatív nedvesség tartalom (%)	4	6	5	6	3	4	4	2	5	1	3	3.91
Légnyom ás (hPa)	2	2	1	2	2	3	<i>1</i>	1	1	3	2	1.82
Csapadék (mm)	6	5	4	<i>4</i>	4	5	5	3	3	6	5	4.55
Széleseb ség (m/s)	5	4	<i>6</i>	5	1	1	6	6	6	2	1	3.91

V/11. melléklet: *A komponensmátrix faktorsúlyai, a vízkémiai paraméterekkel kombinálva*

(szignifikancia-szint: *dőlt*: $x_{0.95} = 0.195$; **félkövér**: $x_{0.99} = 0.254$)

Vízkémiai paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Faktor 5
O ₂ (%)	0.057	-0.311	0.841	0.057	0.129
KOI (mg/l)	0.813	-0.380	0.059	0.143	0.164
NO ₃ (mg/l)	-0.133	0.869	-0.005	0.125	0.183
NO ₂ (mg/l)	0.161	0.577	0.045	0.567	0.478
NH ₄ (mg/l)	0.816	0.177	-0.305	0.065	-0.051
PO ₄ (mg/l)	0.908	0.092	-0.225	-0.078	-0.106
TP (mg/l)	-0.035	0.134	-0.028	-0.722	0.646
pH	0.325	-0.220	0.839	0.107	0.117
G (μS/cm)	0.534	0.645	0.247	-0.221	-0.228
Fe (mg/l)	0.040	-0.612	-0.574	0.262	0.344
Mn (mg/l)	0.530	-0.229	-0.065	-0.241	0.070
Sajátérték	2.871	2.278	1.955	1.079	0.926
Magyarázott variancia, %	26.104	20.705	17.771	9.810	8.417
Kumulatív variancia, %	26.104	46.809	64.580	74.390	82.807

V/12. melléklet: *Speciális transzformáció: A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1., 2., 3., 4. és 5. faktorra transzformált faktorsúlyaira a kombinált vízkémiai paraméterek, mint eredményváltozók meghatározásában*

(szignifikancia-szint: *dőlt*: 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns; **félkövér**: 99%-os valószínűségi szinten szignifikáns)

Magyarázó változók	Kombinált eredményváltozók					Átlagos sorrend
	Faktor	Faktor	Faktor	Faktor	Faktor	
	1	2	3	4	5	
	Fontossági sorrend					
Hőmérséklet (°C)	2	5	<i>1</i>	<i>1</i>	3	2.40
Globálsugárzás (J/cm ²)	4	6	4	6	2	4.40
Relatív nedvességtartalom (%)	1	1	2	4	5	2.60
Légnyomás (hPa)	5	3	6	5	<i>1</i>	4.00
Csapadék (mm)	3	4	3	3	6	3.80
Szélesség (m/s ¹)	6	2	5	2	4	3.80

A vezetőképesség és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei

(μS/cm)
(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3
Paraméter	Átlagértékek		
Napok száma	42	111	239
Gyakoriság (%)	10.7	28.3	61.0
Hőmérséklet (°C)	14.5	14.8	14.7
Globálsugárzás (J/cm ²)	1344.6	1436.8	1414.1
Relatív nedvesség (%)	68.9	72.0	70.4
Légnyomás (hPa)	1014.7	<i>1013.1</i>	1015.1
Szélesség (m·s ⁻¹)	5.8	5.3	5.4
Csapadék (mm)	2.4	2.3	2.5
G (μS/cm)	962.4	203.9	578.4

A KOI és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei (mg/l)

(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3
Paraméter	Átlagértékek		
Napok száma	185	7	153
Gyakoriság (%)	53.6	2.0	44.3
Hőmérséklet (°C)	16.0	14.7	<i>14.5</i>
Globálsugárzás (J/cm ²)	1408.0	960.5	1550.6
Relatív nedvesség (%)	68.1	71.5	67.8
Légnyomás (hPa)	1015.2	<i>1014.1</i>	1015.4
Szélesség (m/s)	5.9	4.7	5.3
Csapadék (mm)	2.9	<i>1.7</i>	<i>1.7</i>
KOI (mg/l)	15.4	71.5	3.8

A Mn és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei (mg/l)

(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3	4
Paraméter	Átlagértékek			
Napok száma	13	5	226	<i>1</i>
Gyakoriság (%)	5.3	2.0	92.2	<i>0.4</i>
Hőmérséklet (°C)	15.1	21.6	14.0	<i>7.1</i>
Globálsugárzás (J/cm ²)	1128.1	2023.7	1301.6	495.3
Relatív nedvesség (%)	71.9	<i>66.1</i>	71.2	96.0
Légnyomás (hPa)	1014.8	<i>1013.4</i>	1014.1	1017.8
Szélesség (m/s)	5.4	6.1	5.4	3.2
Csapadék (mm)	3.8	2.8	3.0	4.1
Mn (mg/l)	0.8	2.2	<i>0.0</i>	14.3

Az NH₄ és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei (mg/l)
(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3	4	5
Paraméter	Átlagértékek				
Napok száma	<i>1</i>	2	281	88	4
Gyakoriság (%)	<i>0.3</i>	0.5	74.7	23.4	1.1
Hőmérséklet (°C)	16.2	<i>12.4</i>	14.8	14.7	19.5
Globálisugárzás (J/cm ²)	1709.9	<i>644.0</i>	1398.3	1231.8	1092.7
Relatív nedvesség (%)	<i>64.8</i>	73.7	70.3	74.2	64.9
Légnyomás (hPa)	1019.4	1018.2	1014.1	1015.8	<i>1010.6</i>
Szélesség (m/s)	6.3	5.5	5.3	<i>5.1</i>	6.1
Csapadék (mm)	<i>0.0</i>	2.3	2.3	3.7	2.5
NH ₄ (mg/l)	18.5	8.6	<i>0.2</i>	0.9	4.0

Az NO₂ és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei (mg/l)
(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3
Paraméter	Átlagértékek		
Napok száma	235	63	2
Gyakoriság (%)	78.3	21.0	<i>0.7</i>
Hőmérséklet (°C)	15.8	<i>12.1</i>	12.5
Globálisugárzás (J/cm ²)	1490.5	1270.7	872.2
Relatív nedvesség (%)	70.3	73.5	<i>62.1</i>
Légnyomás (hPa)	1015.9	<i>1014.7</i>	1020.7
Szélesség (m/s)	5.4	4.8	5.8
Csapadék (mm)	3.0	<i>1.4</i>	2.3
NO ₂ (mg/l)	<i>0.0</i>	0.1	0.3

Az NO₃ és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei (mg/l)
(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3
Paraméter	Átlagértékek		
Napok száma	297	115	6
Gyakoriság (%)	71.1	27.5	<i>1.4</i>
Hőmérséklet (°C)	15.3	12.6	8.5
Globálisugárzás (J/cm ²)	1404.6	1241.7	870.0
Relatív nedvesség (%)	<i>69.4</i>	71.0	81.0
Légnyomás (hPa)	1014.8	1014.6	<i>1006.2</i>
Szélesség (m/s)	5.7	5.2	<i>4.1</i>
Csapadék (mm)	2.7	<i>1.5</i>	2.5
NO ₃ (mg/l)	<i>0.1</i>	2.1	8.1

Az O₂-tartalom és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei (mg/l)
(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3	4
Paraméter	Átlagértékek			
Napok száma	35	79	59	189
Gyakoriság (%)	9.7	21.8	16.3	52.2
Hőmérséklet (°C)	16.4	<i>14.3</i>	15.6	<i>14.3</i>
Globálisugárzás (J/cm ²)	1800.3	<i>1272.1</i>	1601.3	1399.3
Relatív nedvesség (%)	69.4	75.2	<i>64.2</i>	72.1
Légnyomás (hPa)	1016.0	<i>1013.1</i>	1015.2	1014.1
Szélesség (m/s)	5.8	<i>4.9</i>	5.9	5.1
Csapadék (mm)	2.3	2.8	2.4	2.3
O ₂ (mg·l ⁻¹)	212.7	<i>47.1</i>	143.2	92.3

A pH és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei
(félkövér: maximum; dőlt: minimum)

Klaszter	1	2	3	4
Paraméter	Átlagértékek			
Napok száma	<i>19</i>	185	98	90
Gyakoriság (%)	4.8	47.2	25.0	23.0
Hőmérséklet (°C)	15.6	14.9	<i>13.8</i>	15.0
Globálisugárzás (J/cm ²)	<i>1323.3</i>	1378.9	1372.7	1548.8
Relatív nedvesség (%)	69.9	71.9	73.1	<i>66.1</i>
Légnyomás (hPa)	1015.4	1014.3	<i>1013.6</i>	1015.8
Szélesség (m/s)	5.7	5.3	<i>5.0</i>	6.0
Csapadék (mm)	2.2	2.7	<i>1.6</i>	2.8
pH	9.9	<i>7.7</i>	<i>7.0</i>	8.7

A PO₄ és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei
(mg/l)

(félkövér: maximum; dőlt: minimum)			
Klaszter	1	2	3
Paraméter	Átlagértékek		
Napok száma	<i>1</i>	384	30
Gyakoriság (%)	<i>0.2</i>	92.5	7.2
Hőmérséklet (°C)	16.2	<i>14.5</i>	15.3
Globálisugárzás (J/cm ²)	1709.9	1359.8	<i>1352.1</i>
Relatív nedvesség (%)	<i>64.8</i>	70.3	65.5
Légnyomás (hPa)	1019.4	1014.6	<i>1014.2</i>
Szélesség (m/s)	6.3	5.5	6.8
Csapadék (mm)	<i>0.0</i>	2.4	2.3
PO ₄ (mg/l)	5.5	<i>0.0</i>	0.9

Az ÖP és a meteorológiai paraméterek klaszterekhez köthető átlagértékei
(mg/l)

(félkövér: maximum; dőlt: minimum)				
Klaszter	1	2	3	4
Paraméter	Átlagértékek			
Napok száma	13	<i>1</i>	181	104
Gyakoriság (%)	4.3	<i>0.3</i>	60.5	34.8
Hőmérséklet (°C)	17.3	<i>13.4</i>	15.0	14.1
Globálisugárzás (J/cm ²)	1494.6	748.7	1454.8	1325.3
Relatív nedvesség (%)	71.1	80.1	73.2	<i>69.0</i>
Légnyomás (hPa)	1015.8	1015.4	<i>1014.2</i>	1016.4
Szélesség (m/s)	5.6	<i>4.1</i>	5.2	5.2
Csapadék (mm)	4.7	<i>0.0</i>	2.6	2.8
ÖP (mg/l)	0.8	153.9	<i>0.1</i>	0.3

A komponens-mátrix faktorsúlyai, G (μS/cm)
(szignifikancia-szintek: dőlt: $x_{0.05} = 0.099$; félkövér: $x_{0.01} = 0.129$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
G-tartalom (μS·cm ⁻¹)	0.129	-0.356	0.282	0.870
Hőmérséklet (°C)	0.523	0.586	0.387	0.301
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.715	-0.008	0.614	0.078
Relatív nedvesség (%)	-0.866	0.276	<i>0.119</i>	0.196
Légnyomás (hPa)	0.462	-0.387	0.437	<i>-0.104</i>
Szélesség (m/s)	0.721	0.225	0.415	-0.150
Csapadék (mm)	0.002	0.802	0.537	0.092
Sajátérték	2.284	1.389	1.271	0.934
Magyarázott variancia, %	32.632	19.849	18.158	13.344
Kumulatív variancia, %	32.632	52.481	70.639	83.982

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (G, μS/cm) mint eredményváltozók meghatározásában
(szignifikancia-szintek: dőlt: $x_{0.05} = 0.099$; félkövér: $x_{0.01} = 0.130$)

Változók	súly	rang
G (μS/cm)	0.990	–
Hőmérséklet (°C)	0.012	4
Globálisugárzás (J/cm ²)	-0.010	5
Relatív nedvesség (%)	-0.074	2
Légnyomás (hPa)	0.232	1
Csapadék (mm)	-0.054	3
Szélesség (m/s)	-0.001	6

A komponens-mátrix faktorsúlyai, KOI (mg/l)
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.106$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.138$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
KOI (mg/l)	-0.102	0.039	0.319	0.930
Hőmérséklet (°C)	0.211	0.858	-0.228	0.160
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.508	0.212	-0.751	0.153
Relatív nedvesség (%)	-0.861	0.336	0.084	-0.090
Légnyomás (hPa)	0.451	-0.513	0.305	0.088
Szélesség (m/s)	0.772	0.143	0.337	<i>-0.127</i>
Csapadék (mm)	0.202	0.626	0.674	-0.180
Sajátérték	1.893	1.570	1.386	0.978
Magyarázott variancia, %	27.041	22.427	19.798	13.978
Kumulatív variancia, %	27.041	49.468	69.266	83.245

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (KOI, mg/l), mint eredményváltozók meghatározásában
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.106$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.138$)

Változók	súly	rang
KOI (mg/l)	-0.989	–
Hőmérséklet (°C)	-0.089	3
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.142	1
Relatív nedvesség (%)	-0.045	6
Légnyomás (hPa)	<i>-0.114</i>	2
Csapadék (mm)	-0.052	5
Szélesség (m/s)	0.085	4

A komponens-mátrix faktorsúlyai, Mn-tartalom (mg/l)
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.106$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.138$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Mn-tartalom (mg/l)	-0.077	0.103	0.343	0.925
Hőmérséklet (°C)	0.662	0.398	-0.435	0.192
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.695	-0.249	-0.561	0.241
Relatív Nedvesség (%)	-0.817	0.444	-0.148	0.046
Légnyomás (hPa)	0.590	-0.226	0.607	-0.069
Szélesség (m/s)	0.861	0.228	0.218	<i>-0.135</i>
Csapadék (mm)	0.234	0.931	0.163	<i>-0.126</i>
Sajátérték	2.739	1.397	1.086	0.992
Magyarázott variancia, %	39.125	19.959	15.515	14.174
Kumulatív variancia, %	39.125	59.084	74.599	88.773

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (Mn-tartalom, mg/l), mint eredményváltozók meghatározásában
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.125$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.164$)

Változók	súly	rang
Mn-tartalom (mg/l)	-0.995	–
Hőmérséklet (°C)	-0.019	5
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.049	4
Relatív Nedvesség (%)	-0.101	1
Légnyomás (hPa)	-0.076	3
Csapadék (mm)	-0.017	6
Szélesebbesség (m/s)	0.093	2

A komponens-mátrix faktorsúlyai, NH₄-tartalom (mg/l)
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.101$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.133$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
NH ₄ -tartalom (mg/l)	0.018	0.153	-0.255	0.948
Hőmérséklet (°C)	0.628	0.249	0.591	0.181
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.673	-0.424	0.493	<i>0.118</i>
Relatív Nedvesség (%)	-0.837	0.270	0.299	0.092
Légnyomás (hPa)	0.419	-0.192	-0.652	-0.024
Szélesebbesség (m/s)	0.765	0.400	-0.227	-0.139
Csapadék (mm)	0.135	0.940	-0.015	<i>-0.121</i>
Sajátérték	2.328	1.417	1.224	0.989
Magyarázott variancia, %	33.256	20.247	17.491	14.130
Kumulatív variancia, %	33.256	53.503	70.994	85.123

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (NH₄-tartalom, mg/l) mint eredményváltozók meghatározásában
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.101$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.133$)

Változók	súly	rang
NH ₄ -tartalom (mg/l)	0.994	–
Hőmérséklet (°C)	0.071	2
Globálisugárzás (J/cm ²)	-0.067	3
Relatív Nedvesség (%)	0.037	4
Légnyomás (hPa)	<i>0.122</i>	<i>1</i>
Csapadék (mm)	0.036	5
Szélesebbesség (m/s)	0.001	6

A komponens-mátrix faktorsúlyai, NO₂-tartalom (mg/l)
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.113$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.148$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
NO ₂ -tartalom (mg/l)	-0.324	<i>0.138</i>	-0.321	0.866
Hőmérséklet (°C)	0.511	-0.614	0.452	0.157
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.521	-0.791	-0.214	0.076
Relatív Nedvesség (%)	-0.778	-0.058	0.582	-0.014
Légnyomás (hPa)	0.461	0.625	-0.191	-0.190
Szélesség (m/s)	0.822	0.357	0.019	0.176
Csapadék (mm)	0.381	0.378	0.791	0.243
Sajátérték	2.276	1.687	1.355	0.907
Magyarázott variancia, %	32.511	24.105	19.351	75.966
Kumulatív variancia, %	32.511	56.615	75.966	88.922

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (NO₂-tartalom, mg/l) mint eredményváltozók meghatározásában
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.113$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.148$)

Változók	súly	rang
NO ₂ -tartalom (mg/l)	-0.988	–
Hőmérséklet (°C)	0.262	1
Globálsugárzás (J/cm ²)	<i>0.145</i>	3
Relatív Nedvesség (%)	-0.046	6
Légnyomás (hPa)	0.168	2
Csapadék (mm)	<i>0.116</i>	4
Szélesség (m/s)	0.072	5

A komponens-mátrix faktorsúlyai, NO₃-tartalom (mg/l)
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.010$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.126$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
NO ₃ -tartalom (mg/l)	-0.382	-0.329	-0.060	0.764
Hőmérséklet (°C)	0.506	0.734	-0.181	<i>0.114</i>
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.628	0.245	-0.638	0.126
Relatív Nedvesség (%)	-0.830	0.430	-0.016	-0.169
Légnyomás (hPa)	0.476	-0.445	0.200	-0.421
Szélesség (m/s)	0.705	-0.142	0.480	0.301
Csapadék (mm)	0.030	0.580	0.747	<i>0.113</i>
Sajátérték	2.209	1.446	1.271	0.921
Magyarázott variancia, %	31.555	20.660	18.162	70.377
Kumulatív variancia, %	31.555	52.215	70.377	83.540

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (NO₃-tartalom, mg/l) mint eredményváltozók meghatározásában
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.010$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.126$)

Változók	súly	rang
NO ₃ -tartalom (mg/l)	-0.917	–
Hőmérséklet (°C)	0.367	2
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.203	3
Relatív Nedvesség (%)	-0.052	5
Légnyomás (hPa)	0.402	1
Csapadék (mm)	0.175	4
Szélesség (m/s)	0.023	6

A komponens-mátrix faktorsúlyai, O₂-tartalom (mg/l)
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.103$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.135$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
O ₂ -tartalom (mg/l)	0.422	-0.052	0.124	0.885
Hőmérséklet (°C)	0.521	0.529	0.528	-0.101
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.767	-0.125	0.524	-0.150
Relatív Nedvesség (%)	-0.836	0.277	0.250	0.209
Légnyomás (hPa)	0.476	-0.343	-0.454	0.094
Szélesség (m/s)	0.709	0.301	-0.417	-0.110
Csapadék (mm)	0.026	0.903	-0.340	0.098
Sajátérték	2.468	1.398	1.126	0.891
Magyarázott variancia, %	35.251	19.972	16.084	12.724
Kumulatív variancia, %	35.251	55.223	71.307	84.031

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (O₂-tartalom, mg/l) mint eredményváltozók meghatározásában
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $\alpha_{0.05} = 0.103$; *félkövér*: $\alpha_{0.01} = 0.135$)

Változók	súly	rang
O ₂ -tartalom (mg/l)	0.990	–
Hőmérséklet (°C)	0.170	3
Globálisugárzás (J/cm ²)	0.265	1
Relatív Nedvesség (%)	-0.153	4
Légnyomás (hPa)	0.248	2
Csapadék (mm)	0.009	6
Szélesség (m/s)	0.136	5

A komponens-mátrix faktorsúlyai, pH
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $x_{0.05} = 0.099$; *félkövér*: $x_{0.01} = 0.130$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
pH	0.287	0.210	-0.251	0.900
Hőmérséklet (°C)	0.534	0.380	0.636	0.026
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.705	-0.271	0.568	0.062
Relatív Nedvesség (%)	-0.852	0.279	0.230	0.145
Légnyomás (hPa)	0.451	-0.216	-0.563	<i>-0.105</i>
Szélesség (m/s)	0.733	0.312	-0.290	-0.188
Csapadék (mm)	0.036	0.938	-0.139	-0.198
Sajátérték	2.331	1.363	1.264	0.921
Magyarázott variancia, %	33.296	19.472	18.058	13.151
Kumulatív variancia, %	33.296	52.768	70.826	83.977

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (pH), mint eredményváltozók meghatározásában

(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $x_{0.05} = 0.099$; *félkövér*: $x_{0.01} = 0.130$)

Változók	súly	rang
pH	1.000	–
Hőmérséklet (°C)	0.097	4
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.059	6
Relatív Nedvesség (%)	<i>-0.113</i>	3
Légnyomás (hPa)	0.131	2
Csapadék (mm)	0.064	5
Szélesség (m/s)	0.180	1

A komponens-mátrix faktorsúlyai, PO₄-tartalom (mg/l)
(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $x_{0.05} = 0.096$; *félkövér*: $x_{0.01} = 0.126$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
PO ₄ -tartalom (mg/l)	0.202	-0.083	0.128	0.937
Hőmérséklet (°C)	0.433	0.822	-0.067	-0.032
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.602	0.414	-0.588	0.023
Relatív Nedvesség (%)	-0.876	0.312	0.030	0.093
Légnyomás (hPa)	0.495	-0.441	<i>0.116</i>	-0.300
Szélesség (m/s)	0.728	<i>-0.113</i>	0.481	0.052
Csapadék (mm)	-0.029	0.494	0.820	<i>-0.124</i>
Sajátérték	2.135	1.403	1.285	0.995
Magyarázott variancia, %	30.506	20.045	18.356	14.220
Kumulatív variancia, %	30.506	50.550	68.907	83.126

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (PO₄-tartalom mg/l), mint eredményváltozók meghatározásában

(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $x_{0.05} = 0.096$; *félkövér*: $x_{0.01} = 0.126$)

Változók	súly	rang
PO ₄ -tartalom (mg/l)	0.971	–
Hőmérséklet (°C)	-0.020	6
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.035	5
Relatív Nedvesség (%)	-0.115	3
Légnyomás (hPa)	-0.134	2
Csapadék (mm)	-0.060	4
Szélsébség (m/s)	0.275	1

A komponens-mátrix faktorsúlyai, ÖP-tartalom (mg/l)

(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $x_{0.05} = 0.113$; *félkövér*: $x_{0.01} = 0.148$)

Paraméterek	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
ÖP-tartalom (mg/l)	-0.082	0.035	-0.071	0.991
Hőmérséklet (°C)	0.560	-0.468	0.572	<i>0.117</i>
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.576	-0.778	0.013	0.011
Relatív Nedvesség (%)	-0.813	0.001	0.497	0.012
Légnyomás (hPa)	0.483	0.419	-0.414	0.049
Szélsébség (m/s)	0.790	0.436	0.064	-0.014
Csapadék (mm)	0.295	0.570	0.746	0.025
Sajátérték	2.258	1.516	1.312	0.998
Magyarázott variancia, %	32.255	21.659	18.737	14.262
Kumulatív variancia, %	32.255	53.914	72.651	86.914

Speciális transzformáció

A magyarázó változók fontossági sorrendje az 1. faktorra transzformált faktorsúlyaira a vízkémiai paraméterek (ÖP-tartalom (mg/l), mint eredményváltozók meghatározásában

(szignifikancia-szintek: *dőlt*: $x_{0.05} = 0.113$; *félkövér*: $x_{0.01} = 0.148$)

Változók	súly	rang
TP-tartalom (mg/l)	-0.998	–
Hőmérséklet (°C)	-0.013	6
Globálsugárzás (J/cm ²)	0.065	2
Relatív Nedvesség (%)	-0.043	4
Légnyomás (hPa)	-0.053	3
Csapadék (mm)	0.033	5
Szélsébség (m/s)	0.068	1

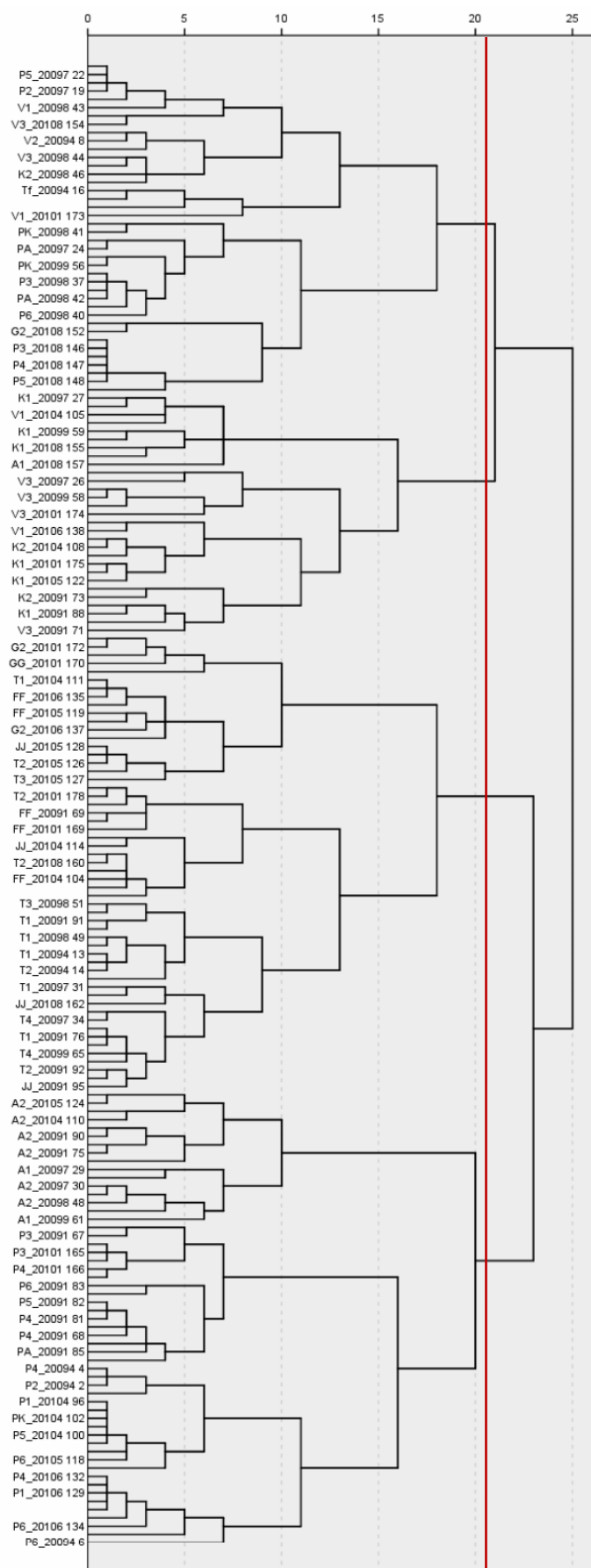
A klimatikus változók szélsőértékei a vízkémiai paraméterek szélsőértékeihez társítva

Magyarázó Változók	Az adott vízkémiai paraméter maximuma		Az adott vízkémiai paraméter minimuma	
	A klimatikus változó maximum értéke	A klimatikus változó minimum értéke	A klimatikus változó maximum értéke	A klimatikus változó minimum értéke
Hőmérséklet (°C)	4	5	3	4
Globálsugárzás (J/cm ²)	2	7	4	2
Relatív Nedvesség (%)	5	1	4	2
Légnyomás (hPa)	2	4	2	4
Szélesség (m/s)	3	4	1	4
Csapadék (mm)	2	5	4	3

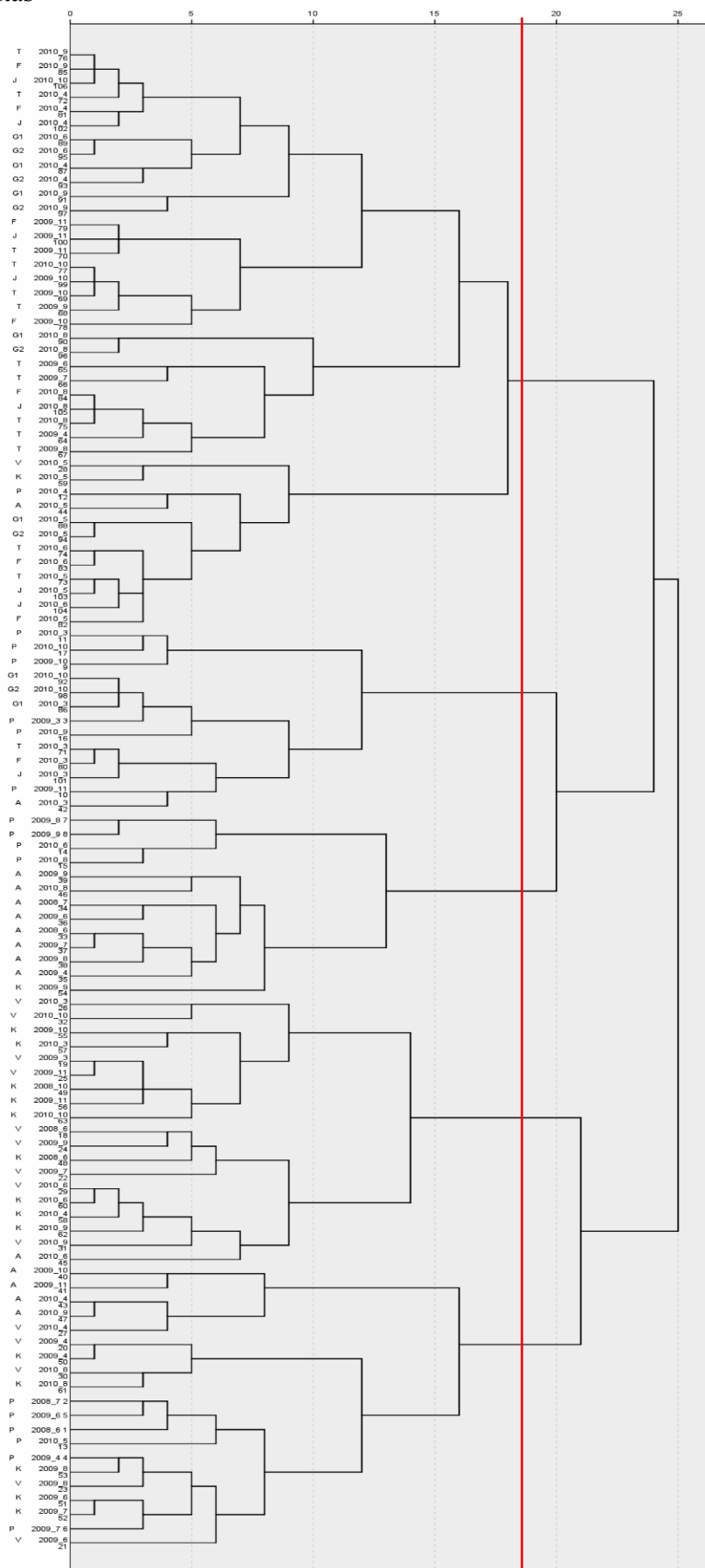
A klimatikus változók fontossági sorrendjének összesítése az összes vízkémiai paraméter alapján

Magyarázó Változók	A fontossági sorrend összesítése az összes eredményváltozó alapján
Hőmérséklet (°C)	37
Globálsugárzás (J/cm ²)	37
Relatív Nedvesség (%)	43
Légnyomás (hPa)	20
Szélesség (m/s)	50
Csapadék (mm)	43

V/14. melléklet: a) 1. csoportosítás



b) 2. csoportosítás



V/15. melléklet: a) *A Gyökérréti-tó* (az archív fotók forrása a Szlovák Karszt Nemzeti Park)



1939



Die Karstquellen und Seen sind die einzigen Orte im Karst, an denen sich der Ackerbau treibende Mensch niederlassen kann. Der Silicer See.

Kunský (1954): „A karsztforrások és a tavak az egyetlen helyek a karszton, amelyekre a földművelő támaszkodhat.”



1960-70



1961



1967



1969-70



1978



1983-84



1992



1994



1999



2000

b) Az Aggteleki-tó



1980



1997



1998



2000



2010

c) A Sárga-tó helye (2007)



d) A Kardos-tó helye (2007)



e) Vörös-tó



~1998



2010

f) Papverme-tó



1977

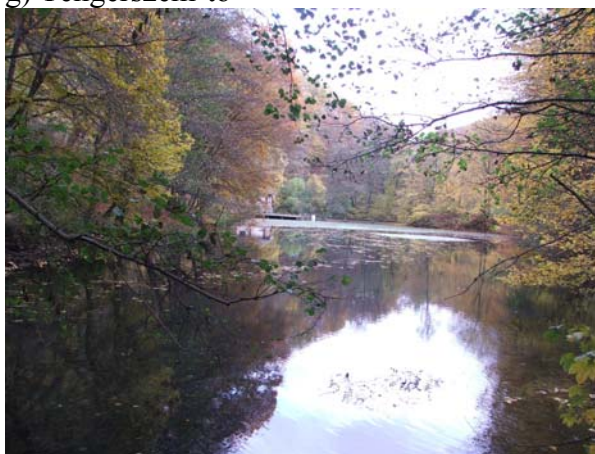


1988



2009

g) Tengersizem-tó



2009



V/16. melléklet: *Víztipológia Dévai (1992) alapján*

Víztipológiai értékelés - Papverme-tó	Kódszám
Víztér-típus: Kistó típusú természetes állóvíz	31
Sztatikus mutatók:	
TERMÉSZETFÖLDRAJZI JELLEMZŐK	
Tájegység: Szlovák-karszt (Aggteleki-karszt)	4810
Tájtípus: Uralkodóan karbonátos kőzetű fennsíkos sasbércek, rendzina, ill. barna erdőtalajjal, gyertyános tölgyesekkel és szubmontán bükkös erdőkkel	83
Éghajlat: Mérsékelt hűvös és mérsékelt nedves	8
Domborzat: Középhegységi jellegű terület	3
Magasság: 450-500 m	18
Alapkőzet: Triász fehér és szürke mészkő	42
Vízellátottság: a terület éghajlati víztöbblettel jellemezhető	10
TERMÉSZETVÉDELMI ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI JELLEMZŐK	
Természetvédelmi: Nemzeti parkok területe a fokozottan védett részek nélkül	8
Szennyezés-érzékenységi: Felszini szennyeződésekre erősen érzékeny karsztos képződmények	1
Társadalmi hasznosítás szerint: Horgászat, rekreáció	50,54
Környezet-technológiai: Természetközeli állapotúnak minősíthető	2
Degradáció szerint: Közepes mértékben degradált	3
MEDERMORFOLÓGIAI ÉS MEDERANYAG-MINŐSÉGI JELLEMZŐK	
Átlagos vízmélység szerint: sekély víz (az átlagos vízmélység 2-5 m közötti)	3
Meder függőleges tagolódásának típusa: A meder felülnézeti vízszintes vetületének nagy része (több mint 60 %-a) a litorális régióhoz tartozik, a többi része (de kevesebb mint 40 %-a) pedig a litoriprofundális zónához.	2
Vízfelület: 0,1-2 km ² közötti	5
Mederalkat: A meder egyirányban enyhén nyújtott alakú és többé-kevésbé téglalap formájú	5
Makrovegetáció: A víztérnek, ill. víztestnek kevesebb, mint 5 %-ában található makrovegetáció, de a partszegélynek több, mint kétharmadát szegélyezi növényzet	5
Makrovegetáció fő típusa: Partszegélyi magaskórós növényzettel jellemezhető vizek	8
A vegetáció egyveretősége: A mederre a fő vegetációtípus túlsúlya jellemző, azt azonban több helyen és az áramotvető kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, de csak közepes mértékű mozaikosság észlelhető	3
Mederanyag: kőzetlisztre, iszapra aprózódott kőzetanyag + szerves üledékek	5,7
VÍZHÁZTARTÁSI JELLEMZŐK	
Vízicserélődés: Állóvíz jellegű, nyitott (azaz pontszerű felszíni hozzáfolyással és elfolyással egyaránt rendelkező) víztér vagy víztest, időszakos lefolyással	8
Vízforgalom: eusztatikus	1
DINAMIKUS MUTATÓK	
Reitás: Főleg gyenge vagy mérsékelt erős hullámmozgások által keltett áramlásokkal jellemezhető állapotú víztömeg	5
Locitás (aktuális): Gyengén hullámzó vízfelszínű, ill. gyengén örvénylő vagy keveredő állapot	2
Halobitás (aktuális): 550-1100 µS/cm	3
Halobitás (globális): Közepesen változó sótartalom közepesen magas vezetőképesség-érték mellett	5
Uralkodó kation (aktuális): Ca ²⁺ +Mg ²⁺	6
Uralkodó kation: állandó kation típusú víz	2
Uralkodó anion (aktuális): HCO ₃ ⁻	1
Uralkodó anion: állandó anion típusú víz	1
pH (aktuális): enyhén lúgos	3
pH (globális): állandó protonaktivitású víz	1
Luciditás: Közepes fényellátottságú víz	3
o. O₂ és a napi oxigéntartalom-változás: Közepes mértékű napszakos változás magas oxigéntartalom mellett	6
Trofitás (PO₄³⁻)	7,5,6
Trofitás (NO₃⁻)	7,6,8
Trofitás (globális): szervesetlen növényi tápanyagban (igen) gazdag víz	
Szaprobítás: A víz szerves táplálékban mérsékelt gazdag	4,5
Konstruktivitás: Az a-klorofill tartalom magas és nagy mértékben változó	9

Víztipológiai értékelés - Vörös-tó	Kódszám
Víztér-típus: Kistó típusú természetes állóvíz	31
Sztatikus mutatók:	
TERMÉSZETFÖLDRAJZI JELLEMZŐK	
Tájegység: Aggteleki-karszt	4810
Tájtípus: Uralkodóan karbonátos kőzetű alacsony hegységek rendszár, ill. (savanyú) barnaföldes tájtípusa	73
Éghajlat: Mérsékelt hűvös és száraz, ill. mérsékelt száraz	7
Domborzat: Dombvidéki és középhegységi jellegű területek találkozása	6
Magasság: 300-350 m	15
Alapkőzet: Pleisztocén lejtőagyag, vörösgyag, nyirok	92
Vízellátottság: a terület éghajlati víztöbblettel jellemezhető	
TERMÉSZETVÉDELMI ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI JELLEMZŐK	
Természetvédelmi: Nemzeti parkok fokozottan védett területei	9
Szennyezés-érzékenységi: Felszini szennyeződésekre erősen érzékeny karsztos képződmények	1
Társadalmi hasznosítás szerint: Rekreáció, művelődés	50
Környezet-technológiai: Rekonstrukciós és rehabilitációs jellegű műszaki-technikai beavatkozásokkal jellemezhető természetközeli területek	7
Degradáció szerint: Kevésbé degradált	2
MEDERMORFOLÓGIAI ÉS MEDERANYAG-MINŐSÉGI JELLEMZŐK	
Átlagos vízmélység szerint: mérsékelt sekély víz (az átlagos vízmélység 0,5-2 m közötti)	2
Meder függőleges tagolódásának típusa: A meder felülnézeti vízszintes vetületének teljes területe a litorális régióhoz tartozik.	1
Vízfelület: 250-5000 m ² közötti	3
Mederalkat: A meder méretei minden irányból nagyjából hasonlóak, formája ellipszis-szerű	8
Makrovegetáció: A víztérnek, ill. víztestnek kevesebb, mint 25-50 %-ában található makrovegetáció	7
Makrovegetáció fő típusa: Felszínen kiterülő (úszó- és/vagy gyökerező) hínárnövényzettel jellemezhető vizek	2
A vegetáció egyveretűsége: A mederre a fő vegetációtípus egyértelmű túlsúlya jellemző, azt azonban helyenként és kis kiterjedésben habitúan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, de csak gyenge mozaikosság észlelhető	2
Mederanyag: geokémiai úton (mállás során) átalakult kőzetanyag (agyag) + szerves üledékek	6,7
VÍZHÁZTARTÁSI JELLEMZŐK	
Vízkiecsérelődés: Állóvíz jellegű, félg nyitott (azaz pontszerű felszíni hozzáfolyással rendelkező, de lefolyás nélküli) víztér vagy víztest	7
Vízforgalom: eusztatikus	1
DINAMIKUS MUTATÓK	
Reitás: Főleg gyenge vagy mérsékelt erős hullámmozgások által keltett áramlásokkal jellemezhető állapotú víztömeg	5
Locitás (aktuális): Sima vagy fodrozott víztükrű, ill. pangó vagy többé-kevésbé egyenletesen áramló vízü állapot	1
Halobitás (aktuális): < 250 µS/cm	1
Halobitás (globális): Gyengén változó sótartalom alacsony vezetőképesség-érték mellett	1
Uralkodó kation (aktuális): Ca ²⁺	2
Uralkodó kation: állandó kation típusú víz	2
Uralkodó anion (aktuális): HCO ₃ ⁻	1
Uralkodó anion: állandó anion típusú víz	1
pH (aktuális): enyhén savas	3
pH (globális): állandó protonaktivitású víz	1
Luciditás: Gyenge fényellátottságú víz	4
o. O₂ és a napi oxigéntartalom-változás: nagy mértékű napszakos változás magas oxigéntartalom mellett	8
Trofitás: szervesetlen növényi tápanyagban szegény	3
Szaprobitás	4,5
Konstruktivitás: Az a-klorofill tartalom közepesen magas és nagy mértékben változó	8

Víztipológiai értékelés - Aggteleki-tó	Kódszám
Víztér-típus: Kistó típusú természetes állóvíz	31
Sztatikus mutatók:	
TERMÉSZETFÖLDRAJZI JELLEMZŐK	
Tájegység: Aggteleki-karszt	4810
Tájtípus: Uralkodóan karbonátos kőzetű alacsony hegységek rendzínás, ill. (savanyú) barnaföldes tájtípusa	73
Éghajlat: Mérsékelt hűvös és száraz, ill. mérsékelt száraz	7
Domborzat: Dombvidéki és középhegységi jellegű területek találkozása	6
Magasság: 300-350 m	15
Alapkőzet: Triász fehér és szürke mészkő	42
Vízellátottság: a terület éghajlati víztöbblettel jellemezhető	
TERMÉSZETVÉDELMI ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI JELLEMZŐK	
Természetvédelmi: Nemzeti parkok területe a fokozottan védett részek nélkül	8
Szennyezés-érzékenységi: Felszini szennyeződésekre erősen érzékeny karsztos képződmények	1
Társadalmi hasznosítás szerint: Rekreatió, művelődés	50
Környezet-technológiai: Rekonstrukciós és rehabilitációs jellegű műszaki-technikai beavatkozásokkal jellemezhető természetközeli területek	7
Degradáció szerint: Közepes mértékben degradált	3
MEDERMORFOLÓGIAI ÉS MEDERANYAG-MINŐSÉGI JELLEMZŐK	
Átlagos vízmélység szerint: nagyon sekély víz (az átlagos vízmélység kisebb, mint 0,5 m)	1
Meder függőleges tagolódásának típusa: A meder felülnézeti vízszintes vetületének teljes területe a litorális régióhoz tartozik.	1
Vízfelület: 5000-100000 m ² közötti	4
Mederalkat: A meder méretei minden irányból nagyjából hasonlóak, formája kör-szerű	8
Makrovegetáció: A víztérnek, ill. víztestnek kevesebb, mint 50-75 %-ában található makrovegetáció	8
Makrovegetáció fő típusa: Alámerült hínárnövényzettel és partszegélyi magaskórós növényzettel jellemezhető vizek	3,8
A vegetáció egyveretősége: A mederre a fő vegetációtípus egyértelmű túlsúlya jellemző, azt azonban helyenként és kis kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, de csak gyenge mozaikosság észlelhető	2
Mederanyag: szerves üledékek	7
VÍZHÁZTARTÁSI JELLEMZŐK	
Vízicserélődés: Állóvíz jellegű, zárt (azaz pontszerű felszíni hozzáfolyás és lefolyás nélküli) víztér vagy víztest	6
Vízforgalom: szemisztatikus víz	2
DINAMIKUS MUTATÓK	
Reitás: Főleg gyenge vagy mérsékelt erős hullámmozgások által keltett áramlásokkal jellemezhető állapotú víztömeg	5
Locitás (aktuális): Sima vagy fodrozott víztükrű, ill. pangó vagy többé-kevésbé egyenletesen áramló vízü állapot	1
Halobitás (aktuális): 550-1100 µS/cm	3
Halobitás (globális): Közepesen változó sótartalom közepesen magas vezetőképesség-érték mellett	5
Uralkodó kation (aktuális): Ca ²⁺	2
Uralkodó kation: Gyengén változó kation típusú víz	2
Uralkodó anion (aktuális): HCO ₃ ⁻	1
Uralkodó anion: Állandó anion-típusú víz	1
pH (aktuális): lúgos	4
pH (globális): gyengén változó protonaktivitású víz	2
Luciditás: Gyenge fényellátottságú víz	4
o. O₂ és a napi oxigéntartalom-változás: nagy mértékű napszakos változás magas oxigéntartalom mellett	8
Trofitás: Oldott ortofoszfátban igen gazdag, szervesen kötött nitrogénben szegény víz	6
Szaprobítás: A víz szerves táplálékban igen gazdag	6
Konstruktivitás: Az a-klorofill tartalom magas és nagy mértékben változó	9

Víztipológiai értékelés - Kender-tó	Kódszám
Víztér-típus: Kistó típusú természetes állóvíz	31
Sztatikus mutatók:	
TERMÉSZETFÖLDRAJZI JELLEMZŐK	
Tájegység: Aggteleki-karszt	4810
Tájtípus: Uralkodóan karbonátos kőzetű alacsony hegységek rendzinás, ill. (savanyú) barnaföldes tájtípusa	73
Éghajlat: Mérsékelt hűvös és száraz, ill. mérsékelt száraz	7
Domborzat: Dombvidéki és középhegységi jellegű területek találkozása	6
Magasság: 300-350 m	15
Alapkőzet: Triász fehér és szürke mészkő	42
Vízellátottság: a terület éghajlati víztöbblettel jellemezhető	
TERMÉSZETVÉDELMI ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI JELLEMZŐK	
Természetvédelmi: Nemzeti parkok területe a fokozottan védett részek nélkül	8
Szennyezés-érzékenységi: Felszini szennyeződésekre erősen érzékeny karsztos képződmények	1
Társadalmi hasznosítás szerint: Rekreáció, művelődés	50
Környezet-technológiai: Természetes állapotúnak tekinthető	1
Degradáció szerint: Degradációtól mentesnek tekinthető	1
MEDERMORFOLÓGIAI ÉS MEDERANYAG-MINŐSÉGI JELLEMZŐK	
Átlagos vízmélység szerint: nagyon sekély víz (az átlagos vízmélység kisebb, mint 0,5 m)	1
Meder függőleges tagolódásának típusa: A meder felülnézeti vízszintes vetületének teljes területe a litorális régióhoz tartozik.	1
Vízfelület: 250-5000 m ² közötti	3
Mederalkat: A meder méretei minden irányból nagyjából hasonlóak, formája kör-szerű	8
Makrovegetáció: A víztérnek, ill. víztestnek kevesebb, mint 50-75 %-ában található makrovegetáció	8
Makrovegetáció fő típusa: Mocsári növényzettel jellemezhető vizek	4
A vegetáció egyveretősége: A mederre a fő vegetációtípus túlsúlya jellemző, azt azonban több helyen és azáramottevő kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, s erős mozaikosság észlelhető	4
Mederanyag: szerves üledékek	7
VÍZHÁZTARTÁSI JELLEMZŐK	
Vízicserélődés: Állóvíz jellegű, zárt (azaz ponszerű felszíni hozzáfolyás és lefolyás nélküli) víztér vagy víztest	6
Vízforgalom: szemisztatikus	2
DINAMIKUS MUTATÓK	
Reitás: Főleg gyenge vagy mérsékelt erős hullámmozgások által keltett áramlásokkal jellemezhető állapotú víztömeg	5
Locitás (aktuális): Sima vagy fodrozott víztükrű, ill. pangó vagy többé-kevésbé egyenletesen áramló vízü állapot	1
Halobitás (aktuális): < 250 µS/cm	1
Halobitás (globális): Közepesen változó sótartalom alacsony vezetőképesség-érték mellett	4
Uralkodó kation (aktuális): Ca ²⁺	2
Uralkodó kation: Gyengén változó kation-típusú víz	2
Uralkodó anion (aktuális): HCO ₃ ⁻	1
Uralkodó anion: Állandó anion-típusú víz	1
pH (aktuális): enyhén savas	3
pH (globális): állandó protonaktivitású víz	1
Luciditás: Gyenge fényellátottságú víz	4
Trofitás: szervesetlen növényi tápanyagban szegény	3
Szaprobítás: A víz szerves táplálékban igen gazdag	6
Konstruktivitás: Az a-klorofill tartalom magas és nagy mértékben változó	9

Víztipológiai értékelés - Tengerszem-tó	Kódszám
Vízter-típus: Kistó típusú mesterséges állóvíz	35
SZTATIKUS MUTATÓK	
TERMÉSZETFÖLDRAJZI JELLEMZŐK	
Tájegység: Aggteleki-karszt	4810
Tájtípus: Alacsony középhegységek uralkodóan szubkontinentális éghajlati hatás alatti cseres- (és gyertyános) tölgyerdőkkel jellemezhető (650 tfm alatti) tájtípusa	71
Éghajlat: Mérsékelt hűvös és száraz, ill. mérsékelt száraz	7
Domborzat: Dombvidéki és középhegységi jellegű területek találkozása	6
Magasság: 200-250 m	13
Alapkőzet: Triász fehér és szürke mészkő	42
Vízellátottság: a terület éghajlati víztöbblettel jellemezhető	10
TERMÉSZETVÉDELMI ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI JELLEMZŐK	
Természetvédelmi: Nemzeti parkok területe a fokozottan védett részek nélkül	8
Szennyezés-érzékenységi: Felszini szennyeződésekre erősen érzékeny karsztos képződmények	1
Társadalmi hasznosítás szerint: Rekreáció, művelődés, energianyerés	50, 61
Környezet-technológiai: Az ember műszaki-technikai tevékenysége révén létrejött és/vagy általa fenntartott	5
Degradáció szerint: Kevésbé degradált területek	2
MEDERMORFOLÓGIAI ÉS MEDERANYAG-MINŐSÉGI JELLEMZŐK	
Átlagos vízmélység szerint: sekély víz	3
Meder függőleges tagolódásának típusa: A meder felülnézeti vízszintes vetületének nagy része (több mint 60 %-a) a litorális régióhoz tartozik, a többi része (de kevesebb mint 40 %-a) pedig a litoriprofundális zónához.	2
Vízfelület: 0,1-2 km ² közötti	5
Mederalkat: A meder egyirányban enyhén nyújtott alakú és többé-kevésbé téglalap formájú	5
Makrovegetáció: A vízternek, ill. víztestnek kevesebb, mint 50-75 %-ában található makrovegetáció	8
Makrovegetáció fő típusa: Felszínen kiterülő (úszó- és/vagy gyökerező) hínárnövényzettel jellemezhető vízterek	2
A vegetáció egyveretűsége: A mederre a fő vegetációtípus túlsúlya jellemző, azt azonban több helyen és az áramottevő kiterjedésben habitúan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, de csak közepes mértékű mozaikosság észlelhető	3
Mederanyag: szerves üledékek + talaj	7,8
VÍZHÁZTARTÁSI JELLEMZŐK	
Vízkiecsérelődés: Állóvíz jellegű, nyitott (azaz pontszerű felszíni hozzáfolyással és elfolyással egyaránt rendelkező) víztér vagy víztest, állandó lefolyással	9
Vízforgalom: eusztatikus	1
DINAMIKUS MUTATÓK	
Reitás (aktuális): Főleg a befolyó és/vagy a kifolyó vizek által keltett áramlásokkal jellemezhető állapotú víztömeg	3
Locitás (aktuális): Gyengén hullámzó vízfelszínű, ill. gyengén örvénylő vagy keveredő állapot	2
Halobitás (aktuális): 550-1100 µS/cm	3
Halobitás (globális): Közepesen változó sótartalom közepesen magas vezetőképesség-érték mellett	5
Uralkodó kation (aktuális): Ca ²⁺	2
Uralkodó kation: Ca ²⁺	2
Uralkodó anion (aktuális): HCO ₃ ⁻	1
Uralkodó anion: HCO ₃ ⁻	1
pH (aktuális): semleges	3
pH (globális): állandó protonaktivitású víz	1
Luciditás: Igen jó fényellátottságú víz	1
Trofitás: Oldott ortofoszfátban szegény, szervesen kötött nitrogénben gazdag víz	2
Szaprobítás: A víz szerves táplálékban szegény	1
Konstruktivitás: Az a-klorofill tartalom alacsony és kis mértékben változó	1

Ábra- és táblázatjegyzék

Ábrák

1. ábra: A vizsgált terület (jobb oldalon: Jakucs, Móga 2002)
2. ábra: A Szilice-Gombaszögi hidrológiai rendszer földtani térképe (Orvan 1981 és Tereková 1984 nyomán)
3. ábra: Az Aggteleki-tó mederkiterjedésének változása és vízgyűjtője
4. ábra: Az Aggteleki-tó környezetében jellemző tájhasználat
5. ábra: A Papverme-tó környezetében jellemző tájhasználat és az elméleti vízgyűjtője
6. ábra: Tájhasználat a Vörös-tónál
7. ábra: Tájhasználat a Tengerszem-tónál
8. ábra: A szekvencionális kioldás lépései
9. ábra: 1. katonai térképezés: a) Csernai-tó, Büdös-tó b) Vörös-tó c) Papverme-tó
10. ábra: A vezetőképesség alakulása
11. ábra: a) A fő ionok abszolút értékének alakulása
b) A fő ionok egymáshoz viszonyított aránya
12. ábra: A Papverme-tó kémhatása az egyes években
13. ábra: a) Az Aggteleki-tó b) a Papverme-tó c) A Vörös-tó pH és O₂ profilja
14. ábra: Az oxigéntelítettség alakulása az egyes víztestekben
15. ábra: a) b) A permanganátos kémiai oxigénigény alakulása az egyes víztestekben
16. ábra: a) b) c) Tápanyagformák és egymáshoz viszonyított arányuk
17. ábra: A nitrát-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben
18. ábra: Az ammónium-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben
19. ábra: Az összes foszfor-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben
20. ábra: Az a-klorofill-tartalom alakulása a vizsgált víztestekben
21. ábra: A Vörös-tó vízállásának alakulása
22. ábra: A Papverme-tó összesített vízminősége a) 2008 b) 2009 c) 2010
23. ábra: A Vörös-tó összesített vízminősége
24. ábra: a) A Kender-tó összesített vízminősége
b) Az Aggteleki-tó összesített vízminősége
25. ábra: A Tengerszem-tó összesített vízminősége a) 2009 b) 2010
26. ábra: Az SPI aszályindex alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében
27. ábra: Száraz és nedves periódusok előfordulása a Gömör-Tornai-karszt az SPI aszályindex alapján
28. ábra: A Lang esőzési index tavaszi és őszi alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében
29. ábra: A Lang esőzési index nyári alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében a mozgóátlag feltüntetésével
30. ábra: A De Martonne index tavaszi és őszi alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében
31. ábra: A De Martonne index téli és nyári alakulása a Gömör-Tornai-karszt esetében
32. ábra: A 24 havi SPI és a Vörös-tó vízállásának kapcsolata
33. ábra: A szekvenciális feltárás eredménye: nehézfémek frakcionálódása
34. ábra: Az egyes nehézfémek megoszlása a frakciók között
35. ábra: Az Aggteleki-tó üledékének a) összes tápanyag-, összesó- és (b) szárazanyag-tartalmának alakulása
36. ábra: Nehézfémek a tavi üledékekben
37. ábra: A tavi üledékek kémhatása (a) és szárazanyag-tartalma (b)
38. ábra: A tavi üledékek összes N-tartalma
39. ábra: A tavak menti talajok vezetőképessége (a) és kémhatása (b)
40. ábra: A tavak menti talajok szerves anyag-tartalma

Táblázatok

1. táblázat: Tavak a Szlovák karszt és az Aggteleki Nemzeti Park területén néhány kiemelt forrás alapján
(A Szlovák Karszt Nemzeti Park összeállítása nyomán)
2. táblázat: A szaprobitás alakulása a vizsgált víztestekben
3. táblázat: A trofítás alakulása a vizsgált víztestekben
4. táblázat: A kockázatot kiváltó, valószínűsíthető szennyezési okok és a szükséges intézkedések
5. táblázat: A 2. klaszterezés táblázatos összefoglalása